Evaluation des effets de l'acidification sur la physico-chimie et la biologie des lacs du bouclier canadien (Québec)

C. Langlois, Y. Vigneault, L. Désilets, A. Nadeau et M. Lachance

Direction de la Recherche sur les Pêches
Ministère des Pêches et des Océans
901 Cap Diamant, C.P. 15 500
Québec (Québec) G1K 7Y7

Décembre 1983

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques No. 1233

85-5199/

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Les rapports techniques contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui ne sont pas normalement appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Les rapports techniques sont destinés essentiellement à un public international et ils sont distribués à cet échelon. Il n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques du ministère des Pêches et des Océans, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports techniques peuvent être cités comme des publications complètes. Le titre exact paraît au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports techniques sont résumés dans la revue *Résumés des sciences aquatiques et halieutiques*, et ils sont classés dans l'index annual des publications scientifiques et techniques du Ministère.

Les numéros 1 à 456 de cette série ont été publiés à titre de rapports techniques de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 457 à 714 sont parus à titre de rapports techniques de la Direction générale de la recherche et du développement, Service des pêches et de la mer, ministère de l'Environnement. Les numéros 715 à 924 ont été publiés à titre de rapports techniques du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 925.

Les rapports techniques sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement auteur dont le nom figure sur la couverture et la page du titre. Les rapports épuisés seront fournis contre rétribution par des agents commerciaux.

Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences

Technical reports contain scientific and technical information that contributes to existing knowledge but which is not normally appropriate for primary literature. Technical reports are directed primarily toward a worldwide audience and have an international distribution. No restriction is placed on subject matter and the series reflects the broad interests and policies of the Department of Fisheries and Oceans, namely, fisheries and aquatic sciences.

Technical reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is abstracted in *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts* and indexed in the Department's annual index to scientific and technical publications.

Numbers 1–456 in this series were issued as Technical Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 457–714 were issued as Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Research and Development Directorate Technical Reports. Numbers 715–924 were issued as Department of Fisheries and the Environment, Fisheries and Marine Service Technical Reports. The current series name was changed with report number 925.

Technical reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page. Out-of-stock reports will be supplied for a fee by commercial agents.

Rapport technique canadien des
sciences halieutiques et aquatiques
No 1233

Décembre 1983

Évaluation des effets de l'acidification sur la physico-chimie et la biologie des lacs du bouclier canadien (Québec)

C. Langlois[1], Y. Vigneault[1], L. Désilets[2], A. Nadeau[3] et M. Lachance[4]

Direction de la recherche sur les pêches
Ministère des Pêches et des Océans
901, Cap Diamant, C.P. 15500
Québec (Québec)
G1K 7Y7

[1]Ministère des Pêches et des Océans, Québec
[2]Environnement Canada, Hull
[3]Biologiste consultant, Québec
[4]INRS-Eau, Québec

PRÉFACE

Ce document fait partie d'une série de rapports techniques qui sont publiés par la Direction de la Recherche sur les Pêches, Région du Québec, dans le cadre de l'inventaire national des lacs réalisé dans l'est du Canada pour étudier les effets des précipitations acides sur le milieu aquatique. Le présent rapport traite des résultats obtenus lors de la première campagne d'échantillonnage exécutée durant l'été 1981.

Ministère des Approvisionnements et Services Canada 1983.
No de catalogue Fs 97-6/1233 ISSN 0706-6570.

On devra référer comme suit à cette publication:

Langlois, C., Y. Vigneault, L. Désilets, A. Nadeau et M. Lachance. 1983. Evaluation des effets de l'acidification sur la physico-chimie et la biologie des lacs du bouclier canadien (Québec). Rapp. techn. can. sci. halieut. aquat. No 1233: xii + 129 p.

TABLE DES MATIÈRES

Page

LISTE DES TABLEAUX v

LISTE DES FIGURES vii

LISTE DES ANNEXES x

RÉSUMÉ xi

ABSTRACT xii

PARTIE I: OBJECTIFS ET MÉTHODES

1.0 INTRODUCTION 1

2.0 OBJECTIFS 1

3.0 LE TERRITOIRE D'ÉTUDE 2

4.0 MÉTHODOLOGIE 2

4.1 Échantillonnage 2
4.2 Méthodes et techniques 9
4.3 Validation des résultats 12

PARTIE II: COMPOSITION PHYSICO-CHIMIQUE DE L'EAU

5.0 ANALYSE PHYSICO-CHIMIQUE DESCRIPTIVE 15

5.1 Couleur et profondeur photique 15
5.2 Conductivité 20
5.3 pH 23
5.4 Alcalinité 26
5.5 Calcium et magnésium 29
5.6 Sulfates 29
5.7 Métaux lourds (aluminium, manganèse et fer) 30
5.8 Métaux traces (cadmium, plomb, nickel, zinc et cuivre) 37

6.0 ANALYSE PHYSICO-CHIMIQUE MULTIDIMENSIONNELLE 40

6.1 Description des méthodes 40
6.2 Dépendance entre les paramètres 43
6.3 Classification des lacs 43
6.4 Variabilité morphométrique du milieu 53

TABLE DES MATIÈRES (suite)

Page

7.0 EVALUATION DU NIVEAU D'ACIDIFICATION DES LACS 53

7.1 Estimation des pertes d'alcalinité dans les lacs 53
7.2 Estimation du niveau d'affectation des lacs par les retombées acides 61
7.3 Estimation du degré d'acidité des lacs 68
7.4 Intégration du niveau actuel d'acidification 72
7.5 Prédiction du niveau futur d'acidification 74

PARTIE III: COMPOSITION ET STRUCTURE DES COMMUNAUTÉS BIOLOGIQUES

8.0 LES POISSONS 74

9.0 LE PHYTOPLANCTON 79

10.0 LE ZOOPLANCTON 82

11.0 LE BENTHOS 89

CONCLUSION 95

REMERCIEMENTS 96

BIBLIOGRAPHIE 96

ANNEXES 104

LISTE DES TABLEAUX

		Page
Tableau I.	Distribution des lacs échantillonnés par région hydrographique	8
Tableau II.	Méthodes d'analyse physico-chimique de l'eau	10
Tableau III.	Répartition territoriale des écarts ioniques absolus	13
Tableau IV.	Contribution marine calculée par régions hydrographiques et par bases	16
Tableau V.	Composition physico-chimique des lacs échantillonnés: moyenne et intervalle de confiance de la moyenne (à 95%) par région hydrographique (04-08)	17
Tableau VI.	Composition physico-chimique des lacs échantillonnés: moyenne et intervalle de confiance de la moyenne (à 95%) par bases (2-17)	18
Tableau VII.	Sensibilité à l'acidification des eaux de surface en fonction de la conductivité	21
Tableau VIII.	Sensibilité à l'acidification des eaux de surface en fonction de l'alcalinité .	27
Tableau IX.	Toxicité des métaux traces	38
Tableau X.	Liste des lacs des neuf (9) groupes physico-chimiques formés par groupement flexible	46
Tableau XI.	Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques pour chaque groupe de lacs. (Moyenne, écart-type et coefficient de variation)	51
Tableau XII.	Carré de contingence (chi carré) et degré de liberté (d.l.) selon l'analyse discriminante de contingence	54

LISTE DES TABLEAUX (suite)

Page

Tableau XIII. Paramètres de la régression linéaire calculée à partir de l'alcalinité et la somme des cations 58

Tableau XIV. Coefficients de corrélation entre les sulfates et l'excès en cations (somme des cations - alcalinité) 63

Tableau XV. Évaluation générale du niveau d'acidification 73

Tableau XVI. Prédiction du niveau futur d'acidification des lacs du territoire d'étude selon le modèle de Thompson et Bennett (1980) 75

Tableau XVII. Sensibilité de plusieurs espèces de poisson à l'acidité (d'après Beamish, 1976 et Almer et coll. 1978) 77

Tableau XVIII. Phytoplancton. Fréquence, dominance et abondance relative des taxons les plus importants 81

Tableau XIX. Zooplancton. Fréquence et dominance des espèces rencontrées dans plus de 10% des lacs 85

Tableau XX. Répartition des espèces zooplanctoniques présentes dans plus de 10% des lacs en relation avec le pH et les concentrations dans l'eau d'aluminium et de cadmium 88

LISTE DES FIGURES

		Page
Figure 1.	Lacs échantillonnés en 1981	3
Figure 2.	Sensibilité de la roche en place et des sols dérivés aux précipitations acides (tiré de Shilts, 1981)	4
Figure 3.	pH moyen des précipitations en Amérique du Nord pour la période d'avril 1979 à mars 1980 (tiré de Impact Assessment Working Group I, octobre 1981)	5
Figure 4.	Distribution des concentrations en SO_4^{-2} dans les précipitations humides (mg/m^2) en Amérique du Nord (tiré de Impact Assessment Working group I, octobre 1981)	6
Figure 5.	Précipitations totales annuelles du territoire échantillonné	7
Figure 6.	Variation de la somme des cations en fonction de la somme des anions	14
Figure 7.	Fréquence des lacs en fonction de la conductivité	22
Figure 8.	Fréquence des lacs en fonction du pH	24
Figure 9.	Classification des lacs selon les valeurs de pH	25
Figure 10.	Classification des lacs selon les valeurs de l'alcalinité	28
Figure 11.	Fréquence des lacs en fonction des sulfates	31
Figure 12.	Classification des lacs selon les valeurs des sulfates	32
Figure 13.	Fréquence des lacs en fonction de l'aluminium	34

LISTE DES FIGURES (suite)

		Page
Figure 14.	Classification des lacs selon les valeurs de l'aluminium	36
Figure 15.	Schéma d'analyse multidimensionnelle	41
Figure 16.	Ordination des descripteurs physico-chimiques dans l'espace réduit des coordonnées principales	44
Figure 17.	Dendrogramme du groupement flexible à partir de la physico-chimie des lacs	45
Figure 18.	Position des descripteurs physico-chimiques dans l'espace réduit des composantes principales	47
Figure 19.	Ordination des lacs dans l'espace réduit des composantes principales (axes I et II)	49
Figure 20.	Ordination des lacs dans l'espace réduit des composantes principales (axes II et III)	50
Figure 21.	Localisation géographique des neuf groupes de lacs selon l'analyse en composantes principales et le groupement flexible	52
Figure 22.	Dendrogramme réduit et clef d'interprétation des groupes	55
Figure 23.	Variation de l'alcalinité en fonction de la somme des cations	59
Figure 24.	Variation de l'alcalinité en fonction du calcium pour tous les lacs	60
Figure 25.	Classification des lacs selon le rapport alcalinité/sulfates	62
Figure 26.	Variation des sulfates en fonction de [somme des cations - alcalinité]	64

LISTE DES FIGURES (suite)

Page

Figure 27. Nomogramme permettant de prédire le pH des lacs à partir du pH des précipitations ou des concentrations en sulfates et en calcium et/ou magnésium (d'après Henriksen), 1980 66

Figure 28. Variation de la somme des cations en fonction des sulfates 67

Figure 29. Variation du pH en fonction du log [calcium] 69

Figure 30. Variation du pH en fonction du log [$\sum$ cations] 71

Figure 31. Poissons. Rendement de pêche et richesse spécifique par classes de pH 78

Figure 32. Concentration moyenne en mercure (ppm) dans la chair de (a) Salvelinus fontinalis et (b) Catostomus commersoni en fonction du pH 90

Figure 33. Phytoplancton. Nombre moyen de genres et abondance totale moyenne par classes de pH 93

Figure 34. Zooplancton. Nombre moyen d'espèces par classes de pH 96

Figure 35. Diversité et régularité du zooplancton selon le pH 97

Figure 36. Abondance relative des différents groupes de zooplancton en fonction du pH 90

Figure 37. Benthos. Nombre total d'individus et biomasse (poids sec) selon le pH 92

Figure 38. Benthos. Nombre d'individus des groupes Chironomini et Tanypodinae selon le pH . 93

Figure 39. Benthos. Nombre d'individus des groupes Pléslopores et Sphaeriidae selon le pH . 94

LISTE DES ANNEXES

		Page
Annexe A.	Liste des lacs échantillonnés durant l'été 1981	104
Annexe B.	Caractéristiques morphométriques des lacs échantillonnés	111
Annexe C.	Statistiques descriptives de la physico-chimie des lacs pour tout le territoire et pour chaque région hydrographique	113
Annexe D.	Résultats de pêche expérimentale, 1981	119
Annexe E.	Phytoplancton. Liste des taxons identifiés	121
Annexe F.	Zooplancton: résultats bruts de l'examen et de l'identification	123
Annexe G.	Benthos: résultats bruts de l'examen et de l'identification	126
Annexe H.	Composition physico-chimique des sédiments de seize (16) lacs	129

RÉSUMÉ

C. Langlois, Y. Vigneault, L. Désilets, A. Nadeau et M. Lachance. 1983. Évaluation des effets de l'acidification sur la physico-chimie et la biologie des lacs du bouclier canadien (Québec). Rapp. techn. can. sci. halieut. aquat. No 1233: xii + 129 p.

Dans le cadre du programme national d'inventaire des lacs, le ministère des Pêches et des Océans, région du Québec, a réalisé durant l'été 1981 un échantillonnage de 200 lacs pour analyse physico-chimique dont 40 avec inventaire biologique (poissons, plancton et benthos). Les objectifs poursuivis sont d'une part d'identifier sur le territoire québécois les régions affectées par le transport à grande distance des polluants atmosphériques (TGDPA) et d'autre part d'inventorier les populations de poissons et de caractériser leur habitat eu égard aux effets du TGDPA. À partir de l'analyse multidimensionnelle des résultats physico-chimiques, neuf (9) groupes de lacs ont été identifiés quant à leur similarité du point de vue de la qualité de l'eau. Parmi les paramètres mesurés, les plus discriminants selon la méthode d'analyse en composantes principales sont le pH, les sulfates, l'aluminium, le manganèse, la couleur et les paramètres de minéralisation (conductivité, alcalinité, calcium, magnésium et potassium). Il y a une forte corrélation positive entre les concentrations en ions H^+, SO_4^{-2} et Mn et une corrélation négative entre les concentrations de H^+ et celles des paramètres de minéralisation et de la couleur. L'application des différents modèles empiriques pour l'évaluation générale du niveau d'acidification montre que ce sont les lacs des régions hydrographiques de l'Outaouais (04) et de l'Abitibi - Baie James (08) qui ont les plus hauts niveaux d'acidification. Les lacs du Saguenay-Lac St-Jean (06) et de la Côte-Nord (07) sont moins affectés par les précipitations acides. Les communautés biologiques des lacs acides (pH $\leq$ 5,5) sont significativement différentes de celles des lacs plus alcalins. Pour les poissons, le rendement de pêche et la diversité diminuent à bas pH. Pour le zooplancton, l'abondance relative des grands groupes (Rotifères, Cladocères, Copépodes calanoïdes, Copépodes cyclopoïdes) varie considérablement en fonction du pH et des concentrations d'aluminium et de fer. Pour le benthos, le nombre total d'individus et la biomasse (poids sec) varient beaucoup en fonction du degré d'acidification du lac.

ABSTRACT

C. Langlois, Y. Vigneault, L. Désilets, A. Nadeau et M. Lachance. 1983. Évaluation des effets de l'acidification sur la physico-chimie et la biologie des lacs du bouclier canadien (Québec). Rapp. techn. can. sci. halieut. aquat. No 1233: xii + 129 p.

Within the national lakes survey program of the Department of Fisheries and Oceans, the Quebec laboratory has sampled, during summer of 1981, 200 lakes for their water quality, among which 50 have been studied for their biologic communities (plankton, benthos and fishes). Objectives were to assess water quality of lakes in Quebec's most sensitive areas to the Long Range Transport of Air Pollutants (LRTAP) and to initiate a study of aquatic communities and their habitat in relation with the LRTAP. Factor analysis from the lake's physical-chemistry has identified nine (9) groups; according to the principal component analysis, the most discriminant parameters are pH, sulphates, aluminium, manganese, color and mineralization parameters (conductivity, alcalinity, calcium, magnesium and potassium. There is a strong positive correlation between $[H^+]$, $[SO_4^{-2}]$ and $[Mn]$ and a negative correlation between $[H^+]$, color and mineralization parameters. General assessment of acidification state, through the application of different empirical models, shows that lakes of Outaouais (04) and Abitibi - Baie James (08) regions are the most acidified. Lakes of Saguenay-Lac St-Jean (06) and North Shore (07) are the least affected by LRTAP. Biological communities of the acid lakes (pH $\leq$ 5,5) are significantly different from those of other lakes. Fishes diversity and fishing efficiency reduce with low pH. Relative abundance of zooplancton great groups (cladocera, rotifera, cyclopoid copepoda and calanoid copepoda) is very much affected by pH and concentrations of aluminium and iron. Among benthic communities, abundance and biomass (dry weight) are influenced by the lake's acidification state.

PARTIE I
OBJECTIFS ET METHODES

1.0 INTRODUCTION

Le phénomène de l'acidification des lacs a d'abord été étudié en Europe. Les pays scandinaves reçoivent depuis le début du siècle des polluants atmosphériques provenant des zones industrielles d'Europe centrale; plusieurs lacs et rivières y sont aujourd'hui acidifiés et les populations de poissons en sont disparues (Oden, 1976). Les premières recherches sur les effets des précipitations acides sur les forêts et les poissons ont été entreprises en Suède (Almer et coll., 1974) et en Norvège (SNSF, 1980).

Aux États-Unis, on a constaté que de nombreux lacs situés dans les monts Adirondack ont vu leurs populations de poissons disparaître en même temps que les eaux devenaient acides (Schofield, 1976). Les mêmes constatations ont été faites au Canada dans les lacs des monts LaCloche, près de Sudbury, où se trouve la plus grande source ponctuelle d'émission de SO_2 au monde (Beamish, 1974). On a depuis formé un groupe consultatif de recherche États-Unis-Canada et un mémorandum déclaratif d'intention sur la pollution transfrontière a été signé le 5 août 1981 (Flamm et Bangay, 1981; Impact Assessment Working Group I, LRTAP, 1981).

Un programme majeur de recherches sur l'acidification des lacs a été entrepris au Canada dans les régions de Sudbury (Conroy et coll., 1974; Dillon et coll., 1977) et de Muskoka-Haliburton (Scheider et coll., 1978). Des lacs ont été expérimentalement acidifiés dans l'ouest de l'Ontario, dans une région baptisée "Experimental Lakes Area" (Schindler et coll., 1980).

Au Québec, la recherche sur les effets des précipitations acides sur les lacs a démarré tout récemment. Legendre et coll. (1980) ont utilisé les données amassées sur 363 lacs de 1971 à 1977 pour évaluer la distribution géographique de la teneur en ions hydrogène, sulfate et carbonate des eaux de ces lacs et leur minéralisation. Grimard (1981) a examiné la distribution du pH et de la conductivité de 1100 lacs échantillonnés entre 1976 et 1980. Jones et coll. (1980) de l'INRS-Eau ont échantillonné 40 lacs du parc des Laurentides pour comparer les résultats à ceux d'un échantillonnage fait il y a 40 ans. Environnement Canada (1980) a publié un rapport sur l'état d'acidification de 194 lacs échantillonnés entre 1976 et 1978. Plus récemment, Environnement Québec, en collaboration avec l'INRS-Eau (Bobée et coll., 1982), a publié un rapport sur la nature et l'étendue de l'acidification des lacs du Québec dans lequel sont examinées les données provenant de 256 lacs. Enfin, l'INRS-EAU a publié pour Environnement Canada (Bobée et coll., 1983) un document synthèse sur la sensibilité à l'acidification de 158 lacs du sud du Québec inventoriés à l'hiver 1982.

2.0 OBJECTIFS

Dans le contexte de la recherche sur les précipitations acides, le ministère des Pêches et des Océans s'est vu confier le mandat d'étudier les répercussions du Transport à Grande Distance des Polluants Aéroportés (TGDPA) sur le milieu aquatique au Canada. Un programme national d'inventaire a été mis sur pied pour étudier les régions de l'est du Canada les plus vulnérables et les plus affectées par les retombées acides. Ce programme d'inventaire vise d'abord à identifier les régions où les lacs sont les plus affectés et à évaluer comment les communautés aquatiques sont influencées par la modification de leurs habitats. Au Québec, aucun programme antérieur d'échantillonange n'a couvert en même temps tout le territoire québécois sensible et vulnérable aux précipitations acides. Par ailleurs, peu d'études comprennent

l'échantillonnage des communautés biologiques parallèlement à l'échantillonnage physico-chimique. L'inventaire national du Ministère des Pêches et des Océans comporte donc essentiellement les objectifs spécifiques suivants:

1° Acquérir des données de base adéquates concernant la physico-chimie et la biologie des lacs du bouclier canadien;

2° Évaluer le niveau d'acidification des lacs dans les régions les plus sensibles et vulnérables;

3° Évaluer le niveau d'affectation des communautés aquatiques, plus particulièrement les poissons, face à l'acidification du milieu.

Le présent rapport fait état des résultats obtenus lors de la première campagne d'échantillonnage des lacs durant l'été 1981. Les effets des précipitations acides y sont discutés à la fois sur la physico-chimie et la biologie des lacs du bouclier canadien.

3.0 LE TERRITOIRE D'ÉTUDE

Le territoire d'étude est délimité au sud par la rive nord du Saint-Laurent et au nord par le 52° degré de latitude nord (figure 1); il couvre tout le Québec d'est en ouest, soit de la frontière du Labrador jusqu'à la Baie James. Toute la région à l'étude est comprise sur le bouclier canadien et elle couvre cinq (5) régions hydrographiques: l'Outaouais (04), la Mauricie (05), le Saguenay-Lac St-Jean (06), la Côte-Nord (07) et l'Abitibi-Baie James (08).

Du point de vue géologique et pédologique, cette aire d'étude correspond au territoire québécois le plus sensible aux précipitations acides, en raison de son assise de granite ou de gneiss granitique (figure 2). Dans cette partie du Québec, les retombées atmosphériques acides sont très importantes; le pH moyen des précipitations varie de 4,2 à 4,6 (figure 3) alors que les concentrations en sulfates dans les précipitations humides varient de 1000 à 3000 mg/m^2 (figure 4).

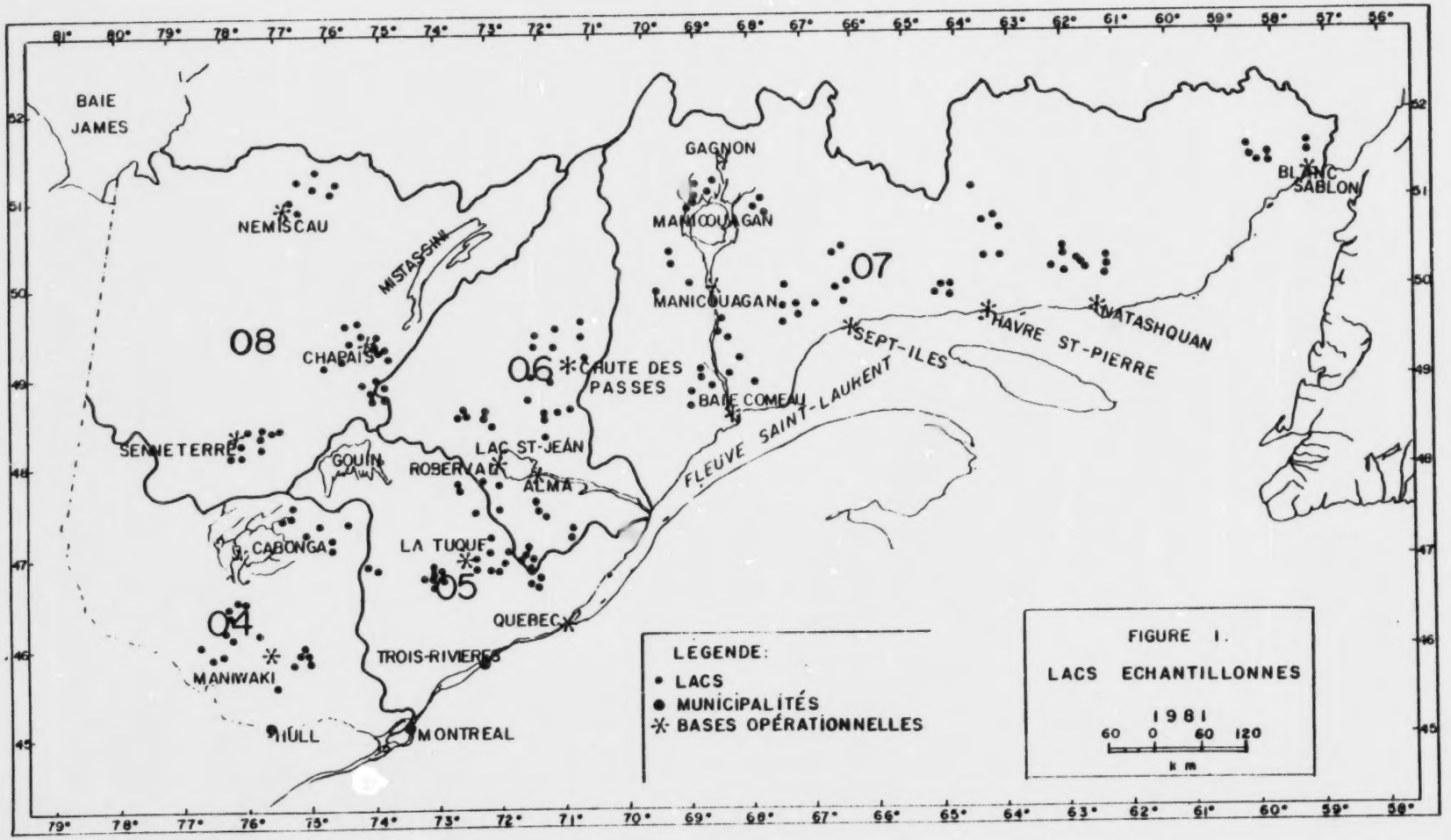
L'abondance des précipitations varie quelque peu dans l'aire d'étude (figure 5); elles sont significativement moins importantes au nord-ouest. Les précipitations totales annuelles sont les plus fortes (1400 mm/année) au nord de Québec (dans le parc des Laurentides), là même où les lacs échantillonnés ont l'altitude moyenne la plus élevée (709 m). La fréquence relative des vents et leur vitesse moyenne annuelle montrent la prédominance des vents du sud-ouest et de l'ouest sur l'ensemble du territoire (Atlas climatologique du Québec, 1978).

La superficie moyenne des lacs échantillonnés est de 1,04 km^2 et celle des bassins versants est de 7,84 km^2 (annexe B). L'altitude moyenne est de 412 m pour l'ensemble du territoire et ce sont les lacs des bases opérationnelles de Québec et Gagnon qui ont les altitudes les plus élevées (respectivement 709 m et 690 m).

4.0 MÉTHODOLOGIE

4.1 Échantillonnage

L'échantillonnage a été effectué à la fin de l'été 1981, entre le 1er septembre et le 6 octobre. Au total cent quatre-vingt-dix-huit (198) lacs ont été échantillonnés dans les cinq (5) régions hydrographiques à l'étude (tableau I); pour assurer la représentativité de l'échantillonnage, le nombre de lacs sélectionnés dans chaque région hydrographique était proportionnel à la superficie totale de cette région. Les lacs choisis sont distribués autour de dix-sept (17) bases d'opération (annexe A).


BAIE JAMES
NEMISCAU
MISTASSINI
CHAPAIS
08
06
CHUTE DES PASSES
GAGNON
MANICOUAGAN
07
BAIE COMEAU
SEPT-ILES
HAVRE ST-PIERRE
NATASHQUAN
BLANC SABLON
FLEUVE SAINT-LAURENT
SENNETERRE
GOUIN
ROBERVAL
LAC ST-JEAN
ALMA
CABONGA
LA TUQUE
05
04
QUEBEC
TROIS-RIVIERES
MANIWAKI
HULL
MONTREAL
LEGENDE:
• LACS
● MUNICIPALITÉS
BASES OPÉRATIONNELLES
FIGURE 1.
LACS ECHANTILLONNES
1981
60 0 60 120
k m

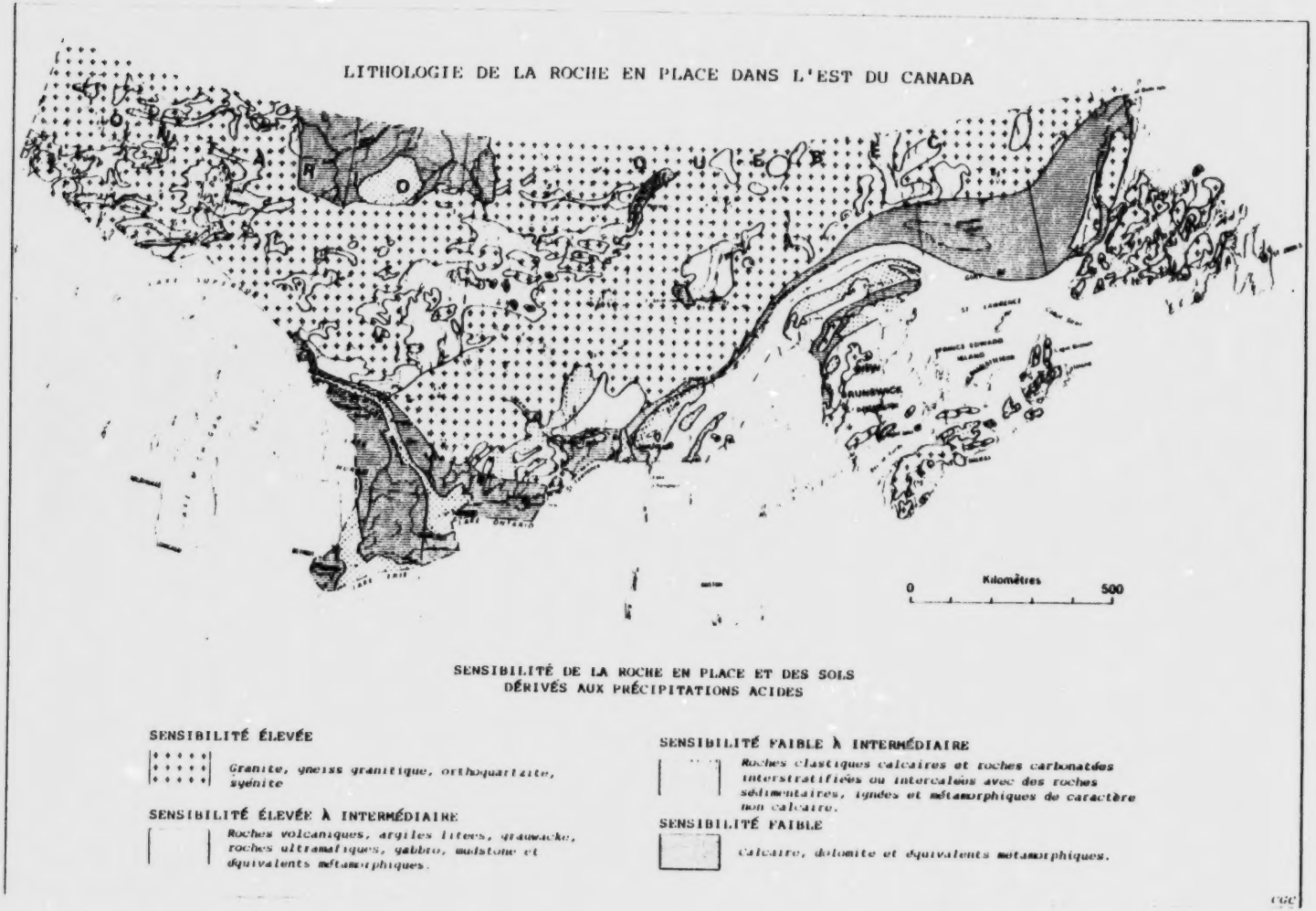
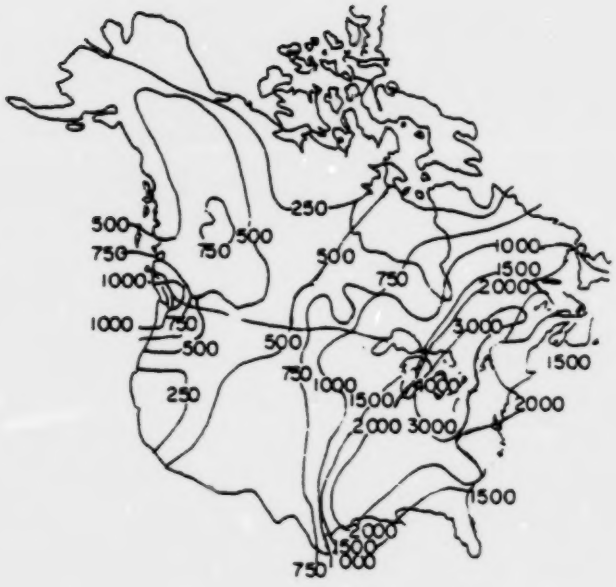


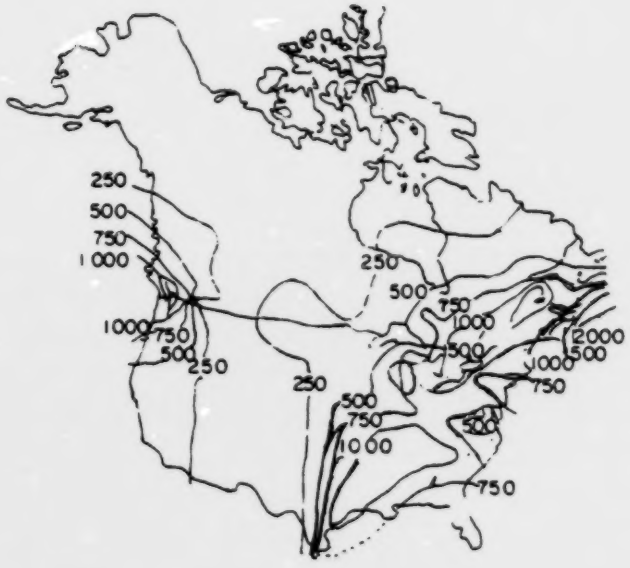
Figure 2 · Sensibilité de la roche en place et des sols dérivés aux précipitations acides (tiré de Shilts, 1981)

Figure 3 · pH moyen des précipitations en Amérique du Nord pour la période d'avril 1979 à mars 1980

(tiré de Impact Assessment Working Group I, 1981)



Eté = avril à octobre 1979



Hiver = novembre 1979 à mars 1980

Figure 4 . Distribution des concentrations en SO_4^{-2} dans les précipitations humides (mg/m^2) en Amérique du Nord.

(tiré de Impact Assessment Working Group I, 1981)

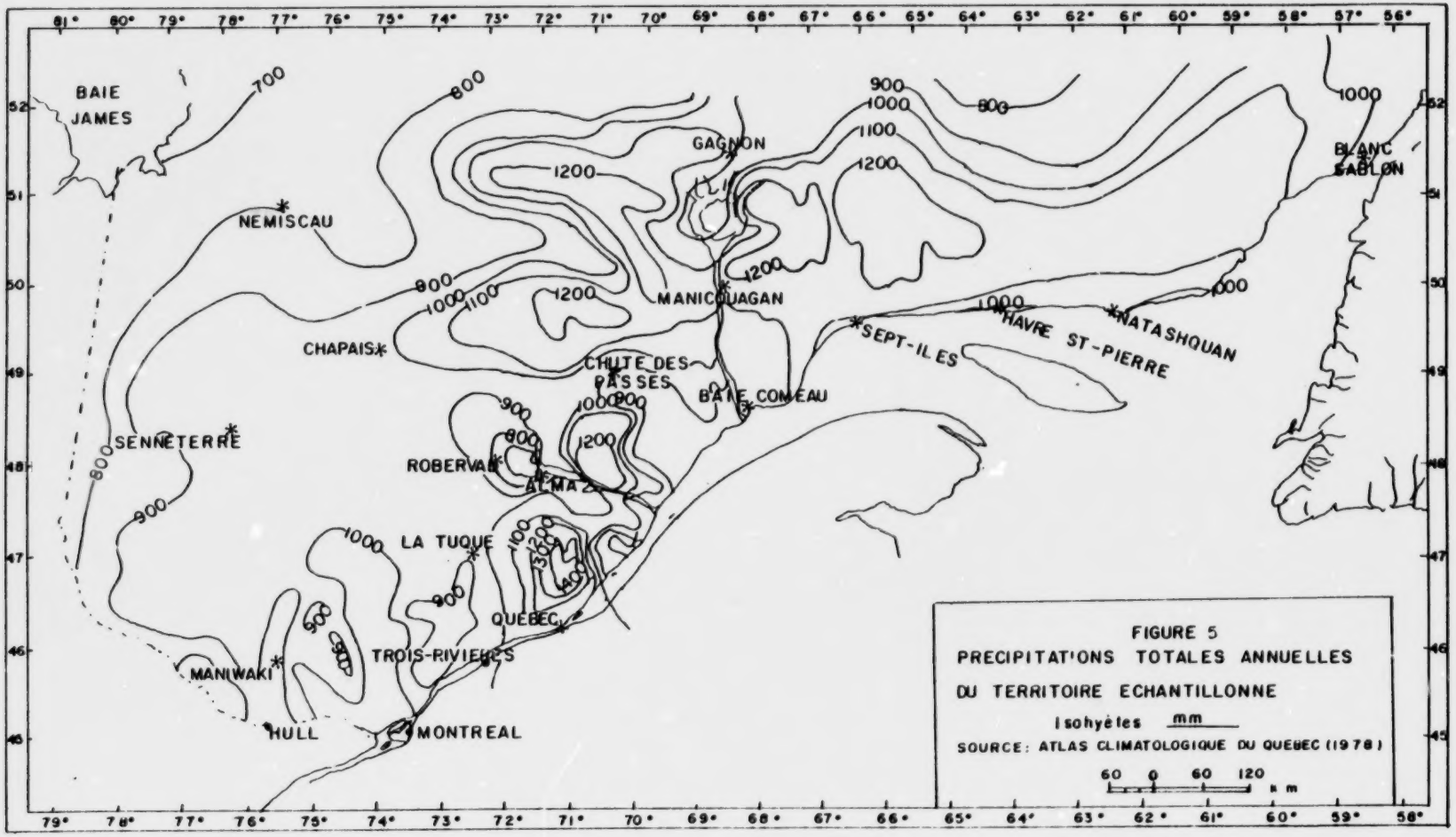

BAIE JAMES
NEMISCAU
CHAPAIS
SENNETERRE
ROBERVAL
ALMA
LA TUQUE
QUEBEC
TROIS-RIVIERES
MANIWAKI
HULL
MONTREAL
GAGNON
MANICOUAGAN
CHUTE DES PASSES
BAIE COMEAU
SEPT-ILES
HAVRE ST-PIERRE
NATASHQUAN
BLANC SABLON
700
800
900
1000
1100
1200
1300
1400
FIGURE 5
PRECIPITATIONS TOTALES ANNUELLES
DU TERRITOIRE ECHANTILLONNE
Isohyètes mm
SOURCE: ATLAS CLIMATOLOGIQUE DU QUEBEC (1978)
60 0 60 120
km

TABLEAU I

Distribution des lacs échantillonnés par région hydrographique

Région hydrographique	Superficie (km^2)	Superficie relative (%)	Nb de lacs théoriques*	Nb de lacs échantillonnés
4	92 100	14,4	29	29
5	67 780	10,6	21	25
6	82 240	13,3	26	37
7	220 150	34,3	68	70
8	174 820	27,3	54	37
TOTAL	637 090	100%	198	198

*Selon le critère de superficie du territoire.

Les conditions suivantes ont été fixées pour la sélection des lacs à échantillonner:

- longueur minimum de 1 km et profondeur minimum de 4 m au centre du lac;
- lacs de tête de bassin hydrographique (ils sont peu minéralisés, sensibles à tout apport atmosphérique et non influencés par les apports d'autres lacs);
- lacs sauvages, exempts de toute trace d'activité humaine locale (brûlis, coupe forestière, mine, route, etc.);
- lacs ayant une stratification thermique estivale;
- lacs non naturellement acides (les lacs drainant des tourbières étaient rejetés).

Tous les lacs ont été échantillonnés pour la physico-chimie de l'eau alors que l'inventaire biologique a été réalisé sur un sous-échantillon d'une quarantaine de lacs répartis sur tout le territoire.

4.2 Méthodes et techniques

Le prélèvement des échantillons d'eau a été effectué à l'aide d'un tube flexible à partir d'une colonne d'eau de 5 m de profondeur au centre du lac. Le pH, la conductivité, la transparence, la température et l'oxygène dissous ont été mesurés sur le terrain; la couleur, l'alcalinité et les anions (chlorure, nitrates et sulfates) ont été mesurés en laboratoire dans un délai de 24 heures; les cations (calcium, magnésium, potassium, sodium) et les métaux (aluminium, manganèse, fer, nickel, cuivre, zinc, cadmium et plomb) ont été mesurés en laboratoire après addition sur le terrain d'un préservatif (2,5 ml d'acide nitrique ULTREX). Les méthodes d'analyse physico-chimique qui ont été utilisées pour les eaux de surface sont énumérées au tableau II.

Le phytoplancton a été prélevé à l'aide du tube flexible sur une colonne d'eau de 5 m; il a été préservé à l'aide de Lugol. Il a été identifié et compté à l'aide d'un microscope inversé selon la méthode d'Utermöhl (Vollenweider, 1969) à partir d'un sous-échantillon de 400 individus.

Le zooplancton a été prélevé à l'aide d'un filet conique (maille de 64 µ et diamètre de 20,5 cm) sur deux transects verticaux de 15 m; il a été préservé à l'aide de formaline additionnée de sucrose. Les individus d'un sous-échantillon étaient identifiés et comptés sous binoculaire et la densité d'individus par lac a été évaluée (Edmonson et Winberg, 1971).

Le benthos a été récolté à l'aide d'une benne Eckman près du littoral (profondeur d'environ 3 m) et il a été préservé dans la formaline. Il a été identifié selon la méthode de séparation par gradient de sucrose (Lind, 1974; Wetzel et Linkens, 1979) et selon la méthode conventionnelle du fractionnement de l'échantillon. Un échantillon de sédiments a été prélevé à partir de la benne Eckman pour 16 lacs; une analyse physico-chimique a été effectuée sur ces échantillons.

Le poisson a été inventorié à l'aide de filets expérimentaux de 45,7 m à 6 panneaux (mailles de 3,8 - 5,1 - 6,4 - 7,6 - 8,9 et 10,2 cm). Un seul filet a été posé dans chaque lac et la durée de pêche visée était de 24 heures. Tous les spécimens capturés étaient mesurés et pesés; le sexe et l'âge ont été déterminés sur 25 poissons par lac parmi les espèces les plus abondantes; l'âge otolithique a été déterminé chez les salmonidés et l'âge scalaire chez les autres espèces. La chair de 10 poissons par lac des espèces dominantes a été prélevée et congelée pour analyse chimique; seuls les viscères et la tête étaient rejetés.

TABLEAU II

Méthodes d'analyse physico-chimique de l'eau

Paramètre	Limite de détection	Méthode
pH	0,1	pH mètre Métrohm
Conductivité	5 µS/cm	Conductivimètre
Transparence	0,1 m	Disque de Secchi
Température	1°C	Oxymètre YSI 54
O_2 dissous	0,1 PPM	Oxymètre YSI 54
Couleur vraie	5 unités Hazen	Comparaison visuelle[1] (eau non filtrée)
Alcalinité	0,06 PPM (1,0 µéq/l) $CaCO_3$	Titration potentiométrique de Gran[2]
Chlorure	0,1 PPM (2,8 µéq/l)	Colorimétrie[1] (Thiocyanate de mercure)
Nitrates	0,04 PPM (0,71 µéq/l)	Colorimétrie[1] (Réduction au cadmium)
Sulfates	0,1 PPM (2,1 µéq/l)	Colorimétrie[1] (Bleu de Méthylthymol et $BaCl_2$)
Calcium	0,001 PPM (0,5 µéq/l)	Spectrophotométrie[1] (Absorption atomique)
Magnésium	0,01 PPM (0,82 µéq/l)	Spectrophotométrie[1] (Absorption atomique)
Potassium	0,01 PPM (0,26 µéq/l)	Photométrie de flamme[1]

TABLEAU II (suite)

Méthodes d'analyse physico-chimique de l'eau

Paramètre	Limite de détection	Méthode
Sodium	0,01 PPM (0,43 µéq/l)	Photométrie de flamme[1]
Aluminium	1 PPB (1 µg/l)	Spectrophotométrie[3] (Absorption atomique avec fournaise au graphite)
Manganèse	1 PPB (1 µg/l)	Spectrophotométrie[1] (Absorption atomique)
Fer	1 PPB (1 µg/l)	Spectrophotométrie[1] (Absorption atomique)
Nickel	1 PPB (1 µg/l)	Spectrophotométrie[1] (Absorption atomique)
Cuivre	1 PPB (1 µg/l)	Spectrophotométrie[1] (Absorption atomique)
Zinc	1 PPB (1 µg/l)	Spectrophotométrie[1] (Absorption atomique)
Cadmium	0,01 PPB (0,01 µg/l)	Spectrophotométrie[3] (Absorption atomique avec fournaise au graphite)
Plomb	1 PPB (1 µg/l)	Spectrophotométrie[1] (Absorption atomique)

1- Environnement Canada, 1979. Analytical Methods Manual, Direction générale de la qualité des eaux.

2- Kramer, J.-R., 1980. Precise Determination of low alkalinities using the modified Gran Analysis. Environmental Geochemister Report #1980/1, McMaster University, Hamilton, Ontario.

3- Perkin-Elmer Corporation. Analytical Methods for Furnace Atomic Absorption Spectroscopy, Norwalk Connecticut.

4.3 Validation des résultats

Pour valider les résultats des analyses physico-chimiques, nous avons procédé au calcul du bilan ionique et de la contribution marine.

Le bilan ionique

Le calcul du bilan ionique vise à vérifier la validité des valeurs obtenues pour les principaux ions analysés; ce sont les cations H^+, Na^+, K^+, Ca^{++} et Mg^{++}, de même que les anions Cl^-, SO_4^{--}, HCO_3^- et NO_3^-. Il faut souligner que, pour le calcul du bilan ionique, nous avons considéré que $[HCO_3^-] \equiv [\text{alcalinité totale}]$, nous présumons ainsi que $[CO_3^{--}]$ est négligeable, ce qui est généralement le cas lorsque le pH est inférieur à 8,5 (Legendre et coll., 1980). Ce calcul est effectué selon les étapes suivantes (Bobée et coll., 1982):

$$\sum \text{cations} = \sum \left([H^+] + [Ca^{++}] + [Mg^{++}] + [Na^+] + [K^+] \right) \quad (\mu\text{éq/l})$$

$$\sum \text{anions} = \sum \left([Cl^-] + [SO_4^{--}] + [NO_3^-] + [\text{Alcal tot.}] \right) \quad (\mu\text{éq/l})$$

$$\text{Écarts (\%)} = \frac{\sum \text{cations} - \sum \text{anions}}{\left(\sum \text{cations} + \sum \text{anions}\right)/2} \times 100$$

L'écart ionique absolu varie d'une région hydrographique à l'autre (tableau III), mais il est significativement plus bas dans les bases de Manwaki, Clova, Senneterre et Némiscau. Il est généralement très positif pour l'ensemble des lacs (figure 6), mais certains lacs des régions hydrographiques 07 et 08 ont des écarts ioniques négatifs. En l'occurrence, sept (7) lacs de la base de Chapais (no. 171, 181 à 186) ont un écart ionique négatif de plus de 100%, relié à une alcalinité très élevée (plus de 1000 µéq/l). Comme aucune erreur de lecture ou de transcription n'a pu être décelée, nous avons préféré éliminer ces lacs dont les résultats nous semblent douteux.

De plus, nous avons vérifié certains lacs de la région 07 qui affichent des bilans ioniques négatifs. La vérification des résultats montre une concentration en chlorures très élevée pour 6 des 7 lacs de la base de Blanc Sablon; ces concentrations sont toujours plus élevées que celles en sodium, parfois par un facteur de 4, ce qui est anormal. Ces deux ions, presque essentiellement d'origine marine, devraient normalement avoir un rapport $[Na]/[Cl]$ voisin de 2, ce que l'on retrouve d'ailleurs dans la plupart des autres lacs. D'autre part, comme nous le verrons dans la section suivante, la composition chimique des lacs de cette base est nettement influencée par les apports marins. Les sept (7) lacs de la base de Blanc Sablon (no. 1 à 7) ont donc également été éliminés de l'analyse des résultats.

Quant aux écarts relativement importants dans les bilans ioniques observés pour un grand nombre de lacs, ils peuvent s'expliquer par la faible précision analytique de certains paramètres. C'est le cas notamment de l'alcalinité dont la mesure par titration potentiométrique de Gran (Kramer, 1980) peut engendrer des écarts importants dans les résultats, surtout pour les lacs où la somme des ions est faible (< 100 µéq/l), ce qui est le cas pour plus de 50% des lacs de cette étude. Dans la plupart des lacs, l'écart ionique est vraisemblablement dû à une sous-estimation de l'alcalinité.

En tenant compte de ce qui précède, les résultats de la plupart des lacs ont été retenus malgré un écart ionique moyen élevé (45,54%). Dans d'autres études réalisées au Québec, le seuil d'acceptabilité était fixé arbitrairement; Legendre et coll. (1980) mentionnent un écart maximum de 25% alors que Bobée et coll. (1982) rejettent les lacs dont le bilan ionique est supérieur à 80%. Certains auteurs (Jones, communication personnelle) considèrent cependant que l'écart ionique ne doit pas dépasser 15%.

TABLEAU III

Répartition territoriale des écarts ioniques absolus

	Nombre de lacs	Écart ionique (%)		
		Moyenne	Maximum	Minimum
REGIONS HYDROG.				
04	26	25,5	104,0 (+)	3,1 (+)
05	25	38,0	89,4 (+)	2,7 (+)
06	24	50,5	100,9 (+)	11,4 (+)
07	70	55,2	123,9 (+)	16,3 (+)
08	36	44,1	139,9 (+)	0,3 (+)
BASES				
1 Blanc-Sablon	7	34,3	51,8 (+)	22,4 (+)
2 Natashquan	10	48,3	82,9 (+)	26,0 (+)
3 Havre St-Pierre	10	69,8	123,9 (+)	33,8 (+)
4 Sept-Iles	12	65,5	91,8 (+)	45,5 (+)
5 Baie Comeau	10	59,1	100,5 (+)	16,3 (+)
6 Manicouagan	10	51,8	73,6 (+)	29,0 (+)
7 Gagnon	11	49,4	75,4 (+)	26,5 (+)
8 Chute-des-Passes	3	73,7	86,1 (+)	67,1 (+)
9 Alma	9	47,5	100,9 (+)	28,0 (+)
10 Roberval	12	49,6	89,2 (+)	22,4 (+)
11 La Tuque	15	32,5	89,4 (+)	2,7 (+)
12 Québec	8	50,2	77,6 (+)	11,4 (+)
13 Manwaki	16	24,4	104,0 (+)	6,9 (+)
14 Clova	12	25,3	66,8 (+)	3,1 (+)
15 Senneterre	8	18,3	42,6 (+)	6,0 (+)
16 Chapais	16	77,2	139,9 (-)	1,6 (+)
17 Némiscau	12	18,8	46,0 (-)	0,3 (+)
ENSEMBLE DES LACS	181	45,54	139,9 (-)	0,4 (+)

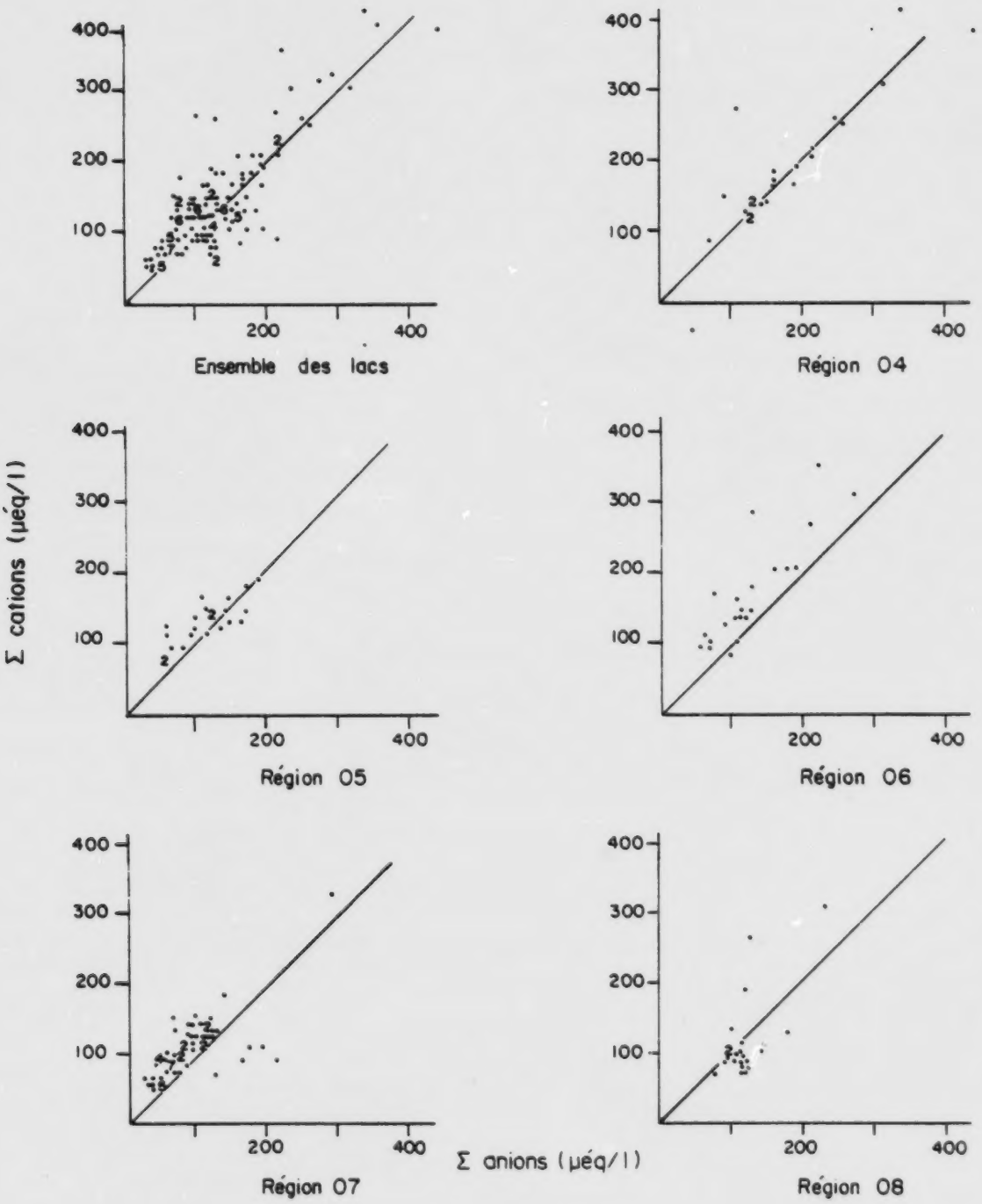


Figure 6 · Variation de la somme des cations en fonction de la somme des anions

La contribution marine

La concentration en ions majeurs peut être plus ou moins influencée par les embruns salins. Même à une grande distance des côtes (plus de 25 km), les sels marins aéroportés peuvent contribuer à modifier l'équilibre ionique des lacs. Il convient donc d'évaluer quelle est l'importance de la contribution marine sur les concentrations ioniques des lacs échantillonnés.

Dans le calcul de la contribution marine, on fait l'hypothèse que la concentration en chlorure est essentiellement d'origine marine et que la composition physico-chimique des aérosols marins est la même que celle de l'eau de mer. On peut alors mesurer la contribution relative de l'apport marin pour chacun des autres ions majeurs selon les étapes suivantes (Bobée et coll., 1982):

$$\text{donc } [X]_{marin} = R\,[Cl]_{lac}$$

où R = constante

$$= \text{rapport } \frac{[X]}{[Cl]} \text{ dans l'eau de mer}$$

donc

$$\text{Contribution marine de } [X] = \frac{[X]_{marin}}{[X]_{lac}} \times 100$$

L'importance des apports marins a été calculée pour les concentrations de sodium, potassium, calcium, magnésium et sulfates, de même que pour la somme des cations et des anions (tableau IV). Les contributions relatives varient peu d'une région hydrographique à l'autre, sauf pour la région 07 où elles sont plus élevées; elles sont nettement plus importantes dans les bases de la Côte-Nord (Blanc Sablon, Natashquan, Havre St-Pierre et Sept-Iles). En particulier la base de Blanc Sablon, comme nous l'avons déjà mentionné, présente une contribution marine excessive (167,2% pour le sodium). Si on élimine les lacs de cette base, l'ensemble des lacs présente toutefois une contribution marine globale faible: 0,78% pour le calcium, 9,72% pour le magnésium, 3,58% pour les sulfates et 4,02% pour le potassium. Seul le sodium présente une contribution relative élevée (39,90%), ce qui est compréhensible compte tenu du rapport élevé (R = 0,859) entre les concentrations de sodium et de chlorures dans l'eau de mer et des concentrations faibles en Na dans les lacs.

Compte tenu de l'importance négligeable des apports marins sur l'ensemble des lacs échantillonnés, (lorsque l'on élimine les lacs de Blanc Sablon), nous n'avons effectué aucune correction pour l'apport marin sur les valeurs mesurées.

L'étape de validation des résultats nous a donc amenés à éliminer pour l'interprétation quatorze (14) des 198 lacs échantillonnés au départ. Ces lacs sont ceux de la base de Blanc Sablon (1 à 7) et quelques lacs de la base de Chapais (171 et 181 à 186).

PARTIE II
COMPOSITION PHYSICO-CHIMIQUE DE L'EAU

5.0 ANALYSE PHYSICO-CHIMIQUE DESCRIPTIVE

Dans ce chapitre, une première analyse de la variabilité spatiale de la composition physico-chimique des lacs est effectuée. Les résultats sont présentés aux tableaux V et VI pour les principaux paramètres mesurés. Des statistiques plus complètes sont par ailleurs données en annexe C pour tout le territoire et pour chaque région hydrographique.

5.1 Couleur vraie et profondeur photique

La couleur et la profondeur photique sont deux paramètres intimement liés l'un à l'autre. Le premier permet d'évaluer la concentration en matière organique dans l'eau alors

TABLEAU IV

Contribution marine calculée par régions hydrographiques et par bases

Régions hydrog.	Nb lacs	Contribution relative %						
		Na	K	Ca	Mg	SO_4	SC*	SA*
04	26	28,71	1,17	0,25	3,14	0,77	4,12	5,35
05	25	26,83	1,95	0,41	5,52	1,55	6,18	9,68
06	34	37,33	1,91	0,43	6,74	2,07	5,94	10,34
07	63	49,79	6,95	1,32	14,01	6,28	15,04	26,18
08	29	42,74	4,46	0,85	13,45	3,82	11,63	11,68
BASES								
1	7	167,24	33,62	5,24	51,42	47,81	---	---
2	10	83,98	16,51	3,96	32,34	14,57	36,12	50,65
3	10	51,43	10,37	1,38	19,70	10,56	18,57	38,00
4	12	61,99	7,72	1,30	15,98	5,35	15,49	31,18
5	10	54,44	3,61	0,73	8,65	3,87	11,05	20,87
6	10	26,26	1,99	0,33	4,68	1,49	5,21	9,27
7	11	21,09	1,88	0,32	3,38	2,41	4,72	7,96
8	13	50,00	2,25	0,60	8,16	2,57	8,39	18,04
9	9	30,81	2,06	0,25	6,89	1,79	5,12	8,30
10	12	17,13	1,03	0,20	2,63	1,16	3,33	5,90
11	15	26,15	1,78	0,34	4,62	1,30	5,63	7,79
12	8	47,54	3,14	0,82	11,39	3,21	11,67	20,61
13	16	29,02	1,09	0,19	2,75	0,66	3,31	4,11
14	12	26,38	1,24	0,34	3,72	0,90	5,18	5,86
15	8	30,51	3,18	0,67	7,96	1,02	8,59	9,32
16	9	39,37	2,83	0,16	2,02	7,53	2,98	4,81
17	12	53,42	6,54	1,48	25,69	3,15	20,15	18,40
TOTAL**	177	39,90	4,02	0,78	9,72	3,58	10,11	15,67

* SC = Somme des Cations; SA = Somme des Anions.
** = En excluant les 7 lacs de la base 1.

TABLEAU V

Composition physico-chimique de l'eau des lacs échantillonnés: moyenne et intervalle de confiance de la moyenne (à 95%) par région hydrographique (04-08)

Régions hydrogra.	Nbre de lacs	Couleur (U.H.)	Prof. phot. (m)	Cond. (µS/cm)	pH	Na µéq/l	K µéq/	Ca µéq/l	Mg µéq/l	Cl µéq/l	SO_4 µéq/l	NO_3 µéq/l	Alcal. µéq/l	Al µg/l	Mn µg/l	Fe µg/l
Outaouais (04)	29	13,2 ±2,7	4,5 ±0,6	29,5 ±7,6	6,2 ±0,3	25,6 ±2,5	13,8 ±1,6	194 ±75,6	54,7 ±6,7	8,3 ±0,7	120 ±14	0,8 ±0,1	88,4 ±54	46,1 ±15,6	15,3 ±4,5	67,5 ±33,1
Mauricie (05)	25	18,8 ±5	3,7 ±0,7	31,4 ±4,9	6,2 ±0,2	25,8 ±2,3	8,3 ±1,0	80,7 ±8,8	32,1 ±4,1	7,7 ±1,2	63,3 ±10,3	1,4 ±0,4	34,4 ±10	134 ±123.6	17,2 ±4,2	104 ±32
Saguenay Lac St-Jean (06)	37	33,6 ±6,5	2,7 ±0,3	49 ±6,4	6,2 ±0,1	25,2 ±2,9	10,3 ±1,4	119 ±30,2	33,1 ±4,6	9,4 ±1,5	52,8 ±8,5	1,2 ±0,4	55,3 ±24,4	103.2 ±22,8	16,5 ±2,8	193 ±42,3
Côte-Nord (07)	63	25,1 ±3,5	3,9 ±0,4	58,4 ±13,2	5,9 ±0,2	22 ±2	4,4 ±0,6	56,7 ±10,3	22,2 ±2,9	12,5 ±2	26,5 ±2,7	1,2 ±0,3	26 ±9,7	154 ±20,6	7,9 ±1,5	77,6 ±20,2
Abitibi Baie James (08)	30	22 ±6,9	3,7 ±0,6	20,9 ±9,9	5,9 ±0,2	27,7 ±3,4	7 ±1,6	151 ±75,7	62,2 ±33,3	13,2 ±1,9	59 ±10,6	1,5 ±0,4	142 ±106,8	93,1 ±33	12,4 ±3	72,7 ±31,9
ENSEMBLE DES LACS	184	24 ±2,3	3,7 ±2,2	42 ±5,5	6,0 ±0,1	24,6 ±1,1	7,9 ±0,7	109 ±18,8	37,1 ±5,9	10,7 ±0,9	55,8 ±5,6	1,21 ±0,1	61,9 ±21,3	115 ±19,9	13 ±1,3	102 ±15

TABLEAU VI

Composition physico-chimique de l'eau des lacs échantillonnés: moyenne et intervalle de confiance de la moyenne (à 95%) par bases (2-17)

Bases d'opération	Nbre de lacs	Rég. hydr	Coul. U.H.	Prof. phot. (m)	Cond. µS/cm	pH	Na µéq/l	K µéq/l	Ca µéq/l	Mg µéq/l	Cl µéq/l	SO_4 µéq/l	NO_3 µéq/l	Alcal. µéq/l	Al µg/l	Mn µg/l	Fe µg/l
Natashquan (02)	10	07	21,100 ±5,8	4,6 ±0,8	10 ±0	5,6 ±0,3	27,1 ±2,5	3,4 ±1,3	32,1 ±11,6	17 ±3	26,6 ±3,4	22,3 ±8,8	2 ±1	20,9 ±35,2	151 ±57,4	10,1 ±5,7	8,4 ±2,1
Havre St-Pierre (03)	10	07	19,5 ±5,1	3,3 ±0,4	91 ±47,7	5,8 ±0,3	23,6 ±3,9	2,6 ±0	48 ±18,5	14,6 ±3,4	14,4 ±5,2	16,6 ±5,5	0,9 ±0,2	15,9 ±13,9	101 ±31,9	5,5 ±2	9,8 ±4
Sept-Iles (04)	12	07	36,7 ±10,5	3,1 ±0,6	70 ±51,5	5,4 ±0,5	17,2 ±3,3	3,2 ±1	45,7 ±16,9	17,6 ±5,7	11,7 ±2,1	25,7 ±5,2	0,8 ±0,2	10,4 ±12,3	226 ±44	9,2 ±4	158 ±57,6
Baie Comeau (05)	10	07	26,4 ±9,8	3,6 ±0,5	67 ±13	5,9 ±0,3	2 ±6	7,3 ±2,1	72,5 ±18	31,7 ±9,7	12,9 ±2,7	35,1 ±3,7	1,4 ±0,8	24,1 ±18,1	164 ±48,3	9,1 ±3,7	73,9 ±45,3
Manicouagan (06)	10	07	24,2 ±7,7	3,5 ±0,6	71 ±20,6	6,1 ±0,5	19,3 ±3,6	10,4 ±1,6	87,9 ±56,9	24,9 ±6,5	5,6 ±2,1	39,3 ±4,5	1 ±0,5	42 ±46,2	174 ±62,1	8,8 ±5,3	71,6 ±24,8
Gagnon (07)	11	07	20,9 ±11,4	5,2 ±1,7	40,9 ±16	6,8 ±0,2	23,5 ±9,6	4,7 ±1,7	56,4 ±14,4	28 ±9,6	4,6 ±1,7	20,8 ±3	1,2 ±0,7	44 ±20,2	99,2 ±73,1	4,6 ±2	122 ±55
Chute-des-Passes (08)	13	06	38,6 ±9,6	3 ±0,5	41,2 ±7,8	6,1 ±0,1	19,2 ±2,5	9,6 ±1,9	74,8 ±20,7	26,7 ±3,5	11 ±2	45,4 ±7,5	0,9 ±1	9,6 ±20,7	147 ±30,9	14,5 ±3,6	132 ±21,9
Alma (9)	12	06	21 ±9,7	2,9 ±0,7	69,6 ±6,6	6,3 ±0,2	29,2 ±5,2	10,4 ±3,3	179 ±75,5	33,8 ±7,2	8,9 ±3,6	52,5 ±8,7	1,3 ±1	69,5 ±32,3	68,9 ±32,4	12,7 ±4,3	167 ±73,6
Roberval (10)	12	06	32,8 ±14,5	2,7 ±0,9	42,1 ±3,2	6,6 ±0,3	29,7 ±5,6	10,6 ±3	126 ±53,7	43,3 ±9,6	5,8 ±2,6	65,6 ±26	0,9 ±0,2	58,7 ±45,4	56,2 ±15,8	15 ±3,3	213 ±68,8

TABLEAU VI (suite)

Composition physico-chimique de l'eau des lacs échantillonnés: moyenne et intervalle de confiance de la moyenne (à 95%) par bases (2-17)

Bases d'opération	Nbre de lacs	Rég. hydr	Coul. U.H.	Prof. phot. (m)	Cond. µS/cm	pH	Na µéq/l	K µéq/l	Ca µéq/l	Mg µéq/l	Cl µéq/l	SO_4 µéq/l	NO_3 µéq/l	Alcal. µéq/l	Al µg/l	Mn µg/l	Fe µg/l
La Tuque (11)	15	05	18,4 ±5,4	3,2 ±0,7	33 ±4,5	6,5 ±0,2	27,5 ±3	9 ±1,2	89,6 ±8,9	35,7 ±4,9	8,2 ±1,2	69,3 ±10,8	1 ±0,3	41,2 ±13,2	37 ±12,2	16,7 ±5,8	94,8 ±36,5
Québec (12)	8	05	32 ±17,5	3,5 ±2,0	25 ±12,4	5,6 ±0,5	19,9 ±2,7	6,8 ±2	52,4 ±9,6	19,6 ±4	10,8 ±2,3	38,6 ±11,3	2,6 ±1	12,2 ±13	378 ±390	30 ±5	249 ±161
Manlwaki (13)	19	04	11,7 ±2,7	4,7 ±0,8	34,7 ±9,8	6,4 ±0,4	26,6 ±3,7	15 ±2	257 ±112	62,8 ±8	8,6 ±0,9	138 ±14,4	0,9 ±0,2	125 ±85,3	44,9 ±24,6	15 ±6	101 ±46,4
Clova (14)	12	04	14,8 ±6	4,1 ±1,0	19,3 ±10,3	5,9 ±0,1	24,7 ±2,9	11,7 ±1,9	86,9 ±17,2	39,4 ±5	7,5 ±1,2	91 ±14,2	0,8 ±0,1	31,4 ±14,3	49,9 ±12,4	14,9 ±7	9,5 ±2,6
Senneterre (15)	9	08	17,3 ±15,7	4,1 ±1,7	10,6 ±3	5,3 ±0,3	24,2 ±3,8	5,2 ±2,3	51,3 ±11,5	21,1 ±5,5	8,1 ±3,8	81,4 ±11,4	1 ±0,5	9,3 ±14,4	55,7 ±14	20,2 ±7,4	11,9 ±4,4
Chapais (16)	9	08	36,6 ±13,2	3,3 ±0,9	45,9 ±29,7	6,7 ±0,2	29,1 ±5,4	10,7 ±4,5	379 ±177,4	162 ±78,3	12,8 ±1,6	30,1 ±21	2,1 ±0,8	435 ±305,9	109 ±44,6	9,1 ±5,1	19 ±11,7
Némiscau (17)	12	08	14,6 ±7	3,7 ±0,8	9,9 ±2,3	5,6 ±0,2	29 ±4	5,4 ±0,8	47,2 ±8,3	14,3 ±2,3	17,5 ±1,1	64 ±11,3	1,3 ±0,6	23,7 ±9,5	102 ±75,3	9,7 ±2,6	153,1 ±47,4
ENSEMBLE DES LACS	184		24 ±2,3	3,7 ±2,2	42 ±5,5	6,0 ±0,1	24,6 ±1,1	7,9 ±0,7	109 ±18,8	37,1 ±5,9	10,7 ±0,9	55,8 ±5,6	1,2 ±0,1	61,9 ±21,3	115 ±19,9	13 ±1,3	102 ±15

que le second mesure la transparence. Prise individuellement, chacune de ces mesures est peu fiable en raison des nombreux facteurs qui peuvent en modifier les conditions de mesure. Toutefois, ces deux paramètres concourent ensemble à donner un bon indice de la productivité des lacs. La transparence des eaux est généralement inversement proportionnelle à leur productivité et elle diminue avec l'augmentation des concentrations de fer (Legendre et coll., 1980). D'après Riley (1939), c'est le seston qui est responsable de la plus grande variabilité dans la visibilité du disque de Secchi; la transparence fournit donc aussi un indice du contenu en matière organique. Selon Harvey et coll. (1981) et Almer et coll. (1978), le phénomène d'acidification des eaux augmente la transparence et diminue la couleur; ces auteurs attribuent ce phénomène à la précipitation des particules et de la matière en suspension.

La couleur vraie des lacs échantillonnés varie entre moins de 5 et 80 U.H., alors que la profondeur photique varie de 1,0 à 11,0 mètres. C'est dans la région hydrographique du Saguenay/Lac St-Jean, que l'on retrouve la couleur moyenne la plus élevée (33,6 U.H.) et la profondeur photique moyenne la plus faible (2,7 m). A l'inverse, c'est dans la région hydrographique de l'Outaouais que la couleur moyenne est la plus faible (13,2 U.H.) et la profondeur photique moyenne la plus élevée (4,5 m). De façon plus spécifique, on remarque que les bases dont la couleur moyenne est la plus élevée (Sept-Iles: 36,7; Chute-des-Passes: 38,6; Chapais: 36,6) sont des bases dont les lacs sont riches en aluminium (respectivement 226, 147 et 102 µéq/l). De même les profondeurs photiques moyennes sont les plus faibles (Alma: 2,9 m et Roberval: 2,7 m) là où les concentrations moyennes en fer dans l'eau sont élevées (respectivement: 167 et 213 µéq/l). C'est dans la base de Gagnon que l'on retrouve les profondeurs photiques moyennes les plus grandes (5,2 m). Dans la base de Maniwaki, où la couleur moyenne est la plus faible (11,7 U.H.), la profondeur photique moyenne est très élevée (4,7 m).

5.2 Conductivité

La conductivité des eaux est une mesure de leur capacité à conduire l'électricité; elle dépend donc de la concentration totale des ions présents, mais également de la température et de la nature de ces ions. Ce paramètre constitue un indice intégrateur de la capacité de minéralisation dans un bassin versant. Théoriquement, les lacs de faible conductivité ont une faible résistance à l'acidification et sont en conséquence considérés comme sensibles (tableau VII). L'appareil utilisé pour mesurer la conductivité (conductivimètre YSI 33) est cependant très peu sensible lorsque les valeurs sont faibles (< 30 µS/cm); comme plus de 47% des lacs échantillonnés sont dans cette catégorie, les résultats de conductivité doivent être interprétés avec prudence.

Sur le territoire d'étude, 34,4% des lacs ont une conductivité inférieure à 20 µS/cm et 7,2% seulement ont des valeurs supérieures à 80 µS/cm (figure 7). La conductivité moyenne pour l'ensemble des lacs est de 42 µS/cm mais elle varie entre 5 et 310 µS/cm. C'est dans la région hydrographique de la Côte-Nord (07) que l'on rencontre les valeurs moyennes les plus élevées (58,4 µS/cm), ce qui peut être dû à la contribution marine importante dans ce secteur. C'est la région hydrographique de l'Abitibi-Baie James (08) qui présente la plus faible conductivité moyenne (20,9 µS/cm), sauf pour la base de Chapais où la valeur moyenne est de 45,9 µS/cm.

Les résultats obtenus dans le sud-ouest (région de l'Outaouais) sont nettement plus faibles que prévus. Dans ces zones de sédiments marins calcaires, on aurait dû normalement trouver des valeurs plus élevées de conductivité, comme l'ont observé Bobée et coll. (1982). Il faut toutefois considérer que les lacs de notre étude sont des lacs de tête de bassin, ce qui peut expliquer en partie leur plus faible minéralisation. Quant au bouclier canadien, dont la roche en place est constituée surtout de granite et de

TABLEAU VII

Sensibilité à l'acidification des eaux de surface en fonction de la conductivité

Référence	Sensibilité (conductivité µS/cm)		
	Extrême	Modérée	Faible
Ministère de l'Environnement de l'Ontario (1979)	35	--	--
Thompson et Elder (1979)	30	22-78	60
Wright et al. (1976)	20	--	--
Bobée et coll. (1982)	0-30		30 et plus

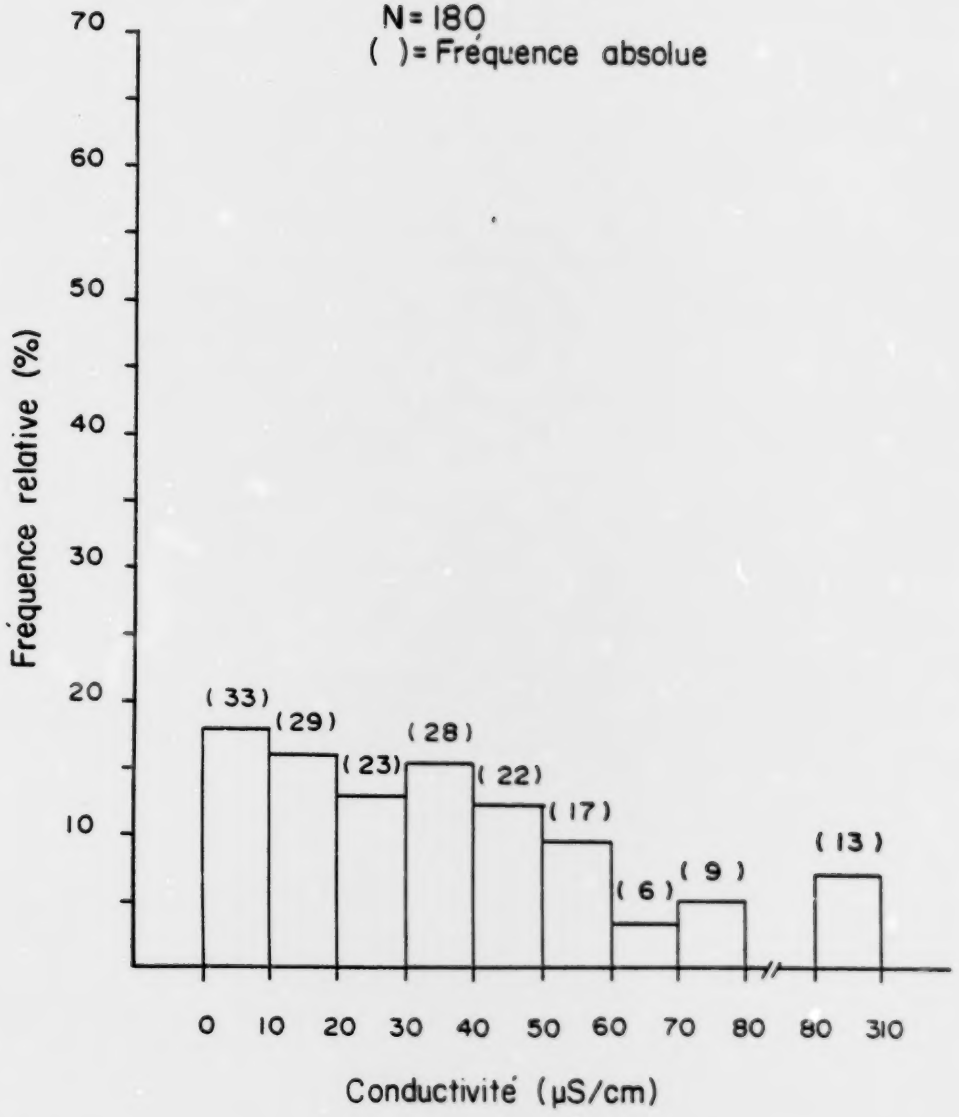


Figure 7 · Fréquence des lacs en fonction de la conductivité

sédiments de surface très minces, il est normal que la conductivité, par conséquent la minéralisation, y soit généralement faible.

5.3 pH

Le pH mesure la concentration en ions H^+ dans l'eau du lac; cette concentration dans les eaux naturelles dépend de plusieurs facteurs dont les nombreuses réactions acido-basiques dans le milieu physique, les échanges énergétiques dans le milieu biologique et la composition atmosphérique. La composition chimique des précipitations, notamment leurs concentrations en H^+, SO_4^{-2} et NO_x modifie à plus ou moins long terme le pH des lacs. Dans le processus d'acidification, le lac se comporte grossièrement comme une solution de bicarbonates titrée par un acide fort. D'après Henriksen (1980), le niveau critique du pH des précipitations en deçà duquel le processus d'acidification des lacs s'amorce est de 4,7. Or, le pH des précipitations est inférieur à 5,0 dans la presque totalité du territoire couvert par cette étude et il ne dépasse pas 4,5 dans tout le massif des Laurentides (figure 3).

Le pH des lacs échantillonnés fluctue entre 4,6 et 7,6, ce qui constitue une variation d'un facteur de 1000 compte tenu de la définition logarithmique du pH. La moyenne et la médiane pour l'ensemble des lacs sont sensiblement égales (≃ 6,0) et elles reflètent assez bien la valeur moyenne d'un lac de tête de bassin type au Québec. Il n'y a pas de lacs très acides (pH 4,5) parmi ceux que nous avons échantillonnés. Bobée et coll. (1982) en ont identifié 7 (moins de 4%) alors que Grimard (1981) en a rapporté 27 (2%). Il faut toutefois noter que les deux études ci-dessus mentionnées engobent des lacs de différents niveaux hydrographiques; de plus, ces lacs n'ont pas été choisis en fonction d'une étude sur l'acidification, ce qui laisse supposer que les probabilités qu'ils soient naturellement acides sont plus élevées que pour notre étude. Dans une étude de 158 lacs de tête du sud du Québec, Bobée et coll. (1983) n'ont fait mention d'aucun lac à pH inférieur à 4,5. La fréquence des lacs de notre territoire en fonction du pH est semblable à celle rapportée par ces derniers auteurs (figure 8).

Les lacs de pH ≤ 5,0 sont considérés comme probablement acidifiés (Bobée et coll., 1982). Ils sont peu nombreux au Québec et se retrouvent à Sept-Iles, où le contenu en matière organique des lacs est assez élevé (couleur moyenne = 36,7 U.H.) sur les montagnes élevées de la région de Charlevoix et dans la région de Senneterre où la minéralisation est faible (conductivité = 10,5 µS/cm) et la concentration moyenne en sulfates très importante (31,4 µéq/l) (figure 9).

Les lacs dont le pH se situe entre 5,0 et 5,5 sont considérés comme étant sérieusement affectés, ayant perdu leur capacité de neutralisation des apports acides. Ces lacs comptent pour 14,9% de l'échantillonnage et on les retrouve surtout sur la Côte-Nord près de Baie Comeau et complètement à l'ouest de la province.

Les lacs dont le pH se situe entre 5,5 et 6,0 sont considérés comme étant peu affectés, mais en période de transition. Environ 30% des lacs de notre étude font partie de cette catégorie. Ils sont distribués à peu près partout au Québec et constituent la classe la mieux représentée. Le bouclier canadien, où l'alcalinité est faible et la résistance réduite, renferme principalement des lacs de cette catégorie.

Les lacs de pH 6,0 à 6,5 sont considérés comme étant non affectés mais munis d'un pouvoir tampon réduit et suffisant pour niveler un peu les variations d'apports acides. On les retrouve sur les sols calcaires de la région du Lac St-Jean, sur le plateau de Baie Comeau et un peu partout en Mauricie. Enfin, les lacs de pH supérieur à 6,5 ne sont aucunement menacés à court terme car leur pouvoir tampon est généralement élevé. Plus de 25% des lacs de notre étude

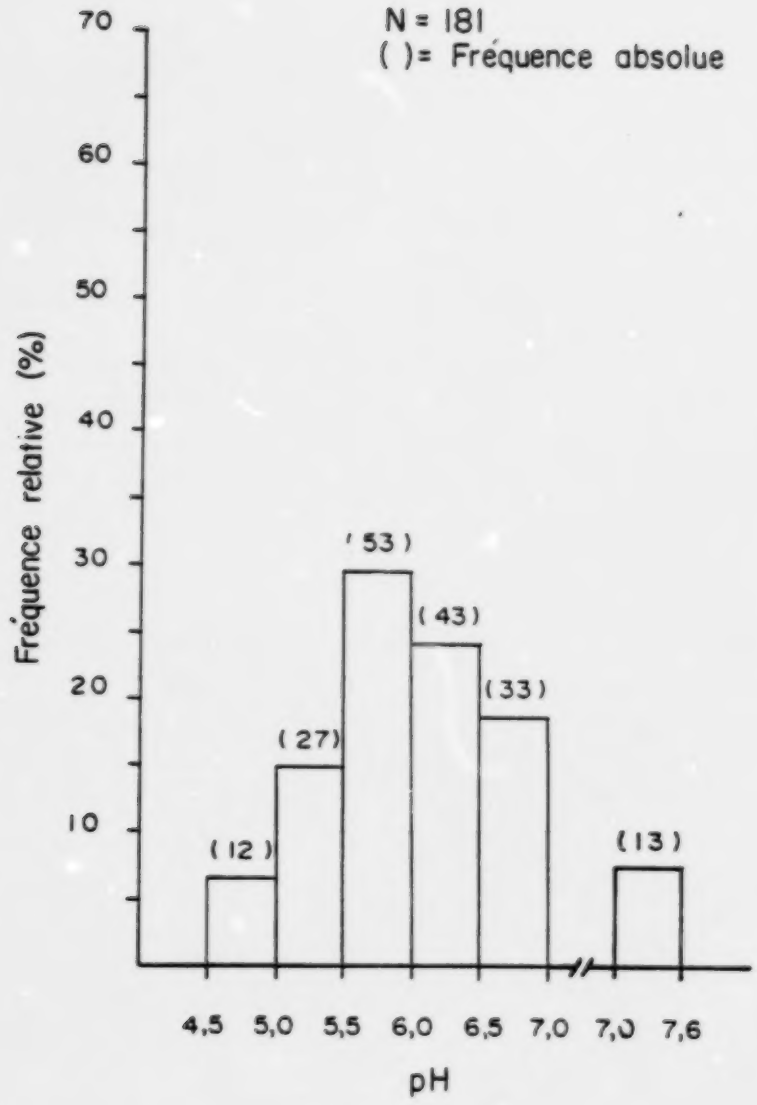
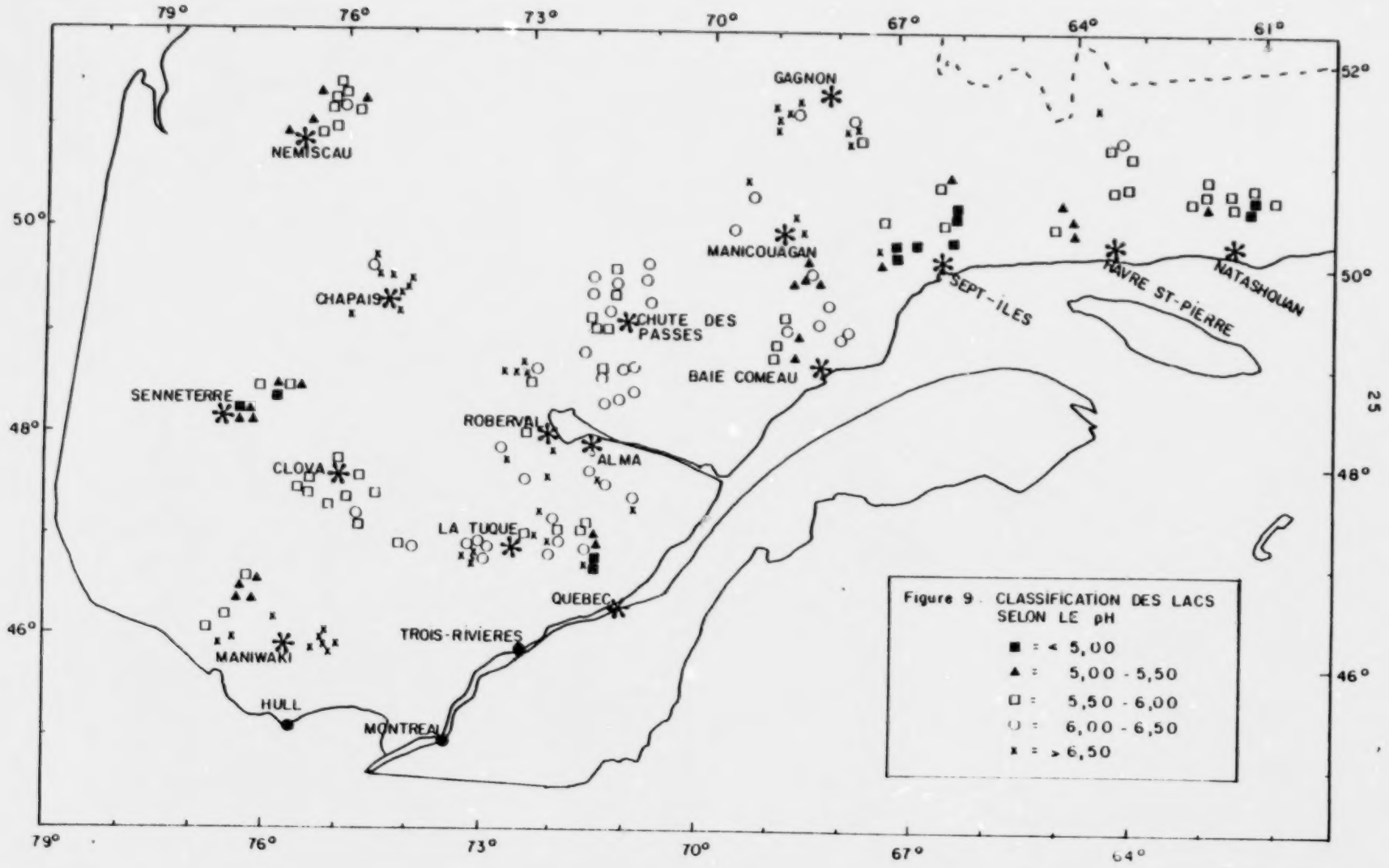


Figure 8 · Fréquence des lacs en fonction du pH


79°
76°
73°
70°
67°
64°
61°
52°
50°
48°
46°
NEMISCAU
GAGNON
MANICOUAGAN
CHAPAIS
CHUTE DES PASSES
SEPT-ILES
HAVRE ST-PIERRE
NATASHQUAN
BAIE COMEAU
SENNETERRE
ROBERVAL
ALMA
CLOVA
LA TUQUE
QUEBEC
TROIS-RIVIERES
MANIWAKI
HULL
MONTREAL
25
Figure 9 CLASSIFICATION DES LACS SELON LE pH
■ : < 5,00
▲ : 5,00 - 5,50
□ : 5,50 - 6,00
○ : 6,00 - 6,50
x : > 6,50

font partie de cette dernière catégorie et on les retrouve dans la région du Lac St-Jean, au sud de Manlwaki et à Chapais.

5.4 Alcalinité

L'alcalinité est une mesure directe de la capacité de résistance d'un lac à l'acidification. Selon Almer et coll. (1978), l'alcalinité de l'eau provient principalement de l'altération des minéraux calcaires; ces derniers étant surtout constitués de calcite ($CaCO_3$) et de dolomite ($CaMg(CO_3)_2$). La dissolution de ces substances par l'acide carbonique (H_2CO_3) libère les cations Ca^{++} et Mg^{++} et l'anion bicarbonate (HCO_3^-). A pH inférieur à 8,0, l'alcalinité est à peu près équivalente à la concentration en bicarbonates. Les terrains contenant des carbonates ont une alcalinité élevée et une bonne capacité tampon alors que les bassins non calcaires, où dominent les aluminosilicates ($X\text{-}Al_2Si_2O_8$) comme c'est le cas dans les formations du bouclier canadien, ont une alcalinité très basse et une faible capacité de résistance. Selon Bobée et coll. (1982), l'alcalinité est le paramètre le plus important pour déterminer la sensibilité à l'acidification.

Parmi les lacs échantillonnés, les valeurs d'alcalinité varient entre la limite de détection (< 0,1 µéq/l) et 1370 µéq/l. La médiane est de 25,0 µéq/l et plus de 60% des lacs ont une alcalinité inférieure à 40 µéq/l. La très large majorité des lacs échantillonnés (93,5%) ont une alcalinité inférieure à 200 µéq/l, ce qui est considéré par plusieurs auteurs comme un seuil de sensibilité à l'acidification (tableau VIII).

Les lacs ayant une alcalinité très faible (< 1 µéq/l) et par conséquent une sensibilité extrême à l'acidification se retrouvent principalement sur la Côte-Nord (Natashquan, Havre St-Pierre, Sept-Iles, Baie Comeau), sur les hauts sommets du massif des Laurentides et à Senneterre (figure 10). Les lacs ayant une alcalinité faible (1-40 µéq/l) se retrouvent à l'ouest et au nord-ouest du Québec, plus particulièrement à Némiscau, Clova, Manlwaki et La Tuque, de même que dans le massif des Laurentides. Ces lacs sont également considérés comme très sensibles à l'acidification.

Les lacs ayant une alcalinité moyenne, soit entre 40 et 100 µéq/l, sont considérés comme ayant une sensibilité modérée. On les retrouve principalement à Gagnon, Alma, Roberval et La Tuque. Les lacs dont l'alcalinité varie entre 100 et 200 µéq/l ne représentent que 4,7% de notre échantillonnage et ils se trouvent surtout à Manlwaki et à Alma; ces lacs sont considérés comme vulnérables à l'acidification par la plupart des auteurs.

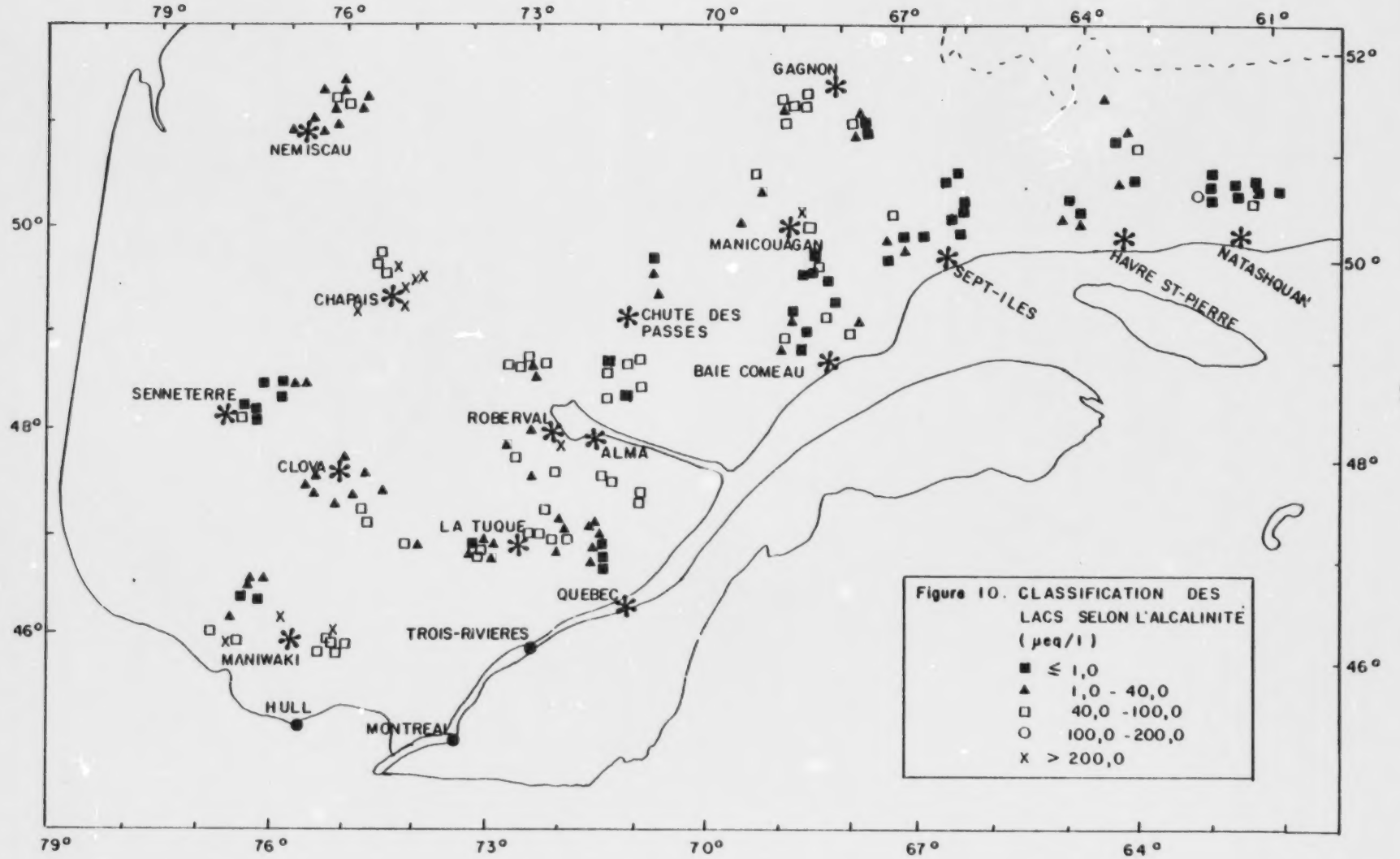
Dans tout notre territoire d'étude, onze lacs seulement (6,5%) ont une alcalinité supérieure à 200 µéq/l, ce qui leur confère une bonne résistance à l'acidification. On retrouve ce type de lacs presque exclusivement dans les régions de Chapais et de Manlwaki, soit au nord-ouest et à l'ouest du Québec.

De façon générale, les lacs du bouclier canadien sont donc peu ou pas tamponnés et très sensibles à l'acidification. On peut déceler un certain gradient croissant de sensibilité de l'ouest vers l'est. Les valeurs les plus élevées d'alcalinité sont par ailleurs vraisemblablement liées à la géologie locale riche en calcaire, comme c'est le cas au Lac St-Jean, à Manlwaki et à Chapais. Il faut toutefois rappeler que les lacs échantillonnés sont pour la presque totalité des lacs de tête de bassin hydrographique et que, en conséquence, leur minéralisation est plus faible que dans des lacs de niveau hydrographique supérieur. Nous constatons cependant que les valeurs obtenues sont comparables à celles rapportées par d'autres auteurs pour les mêmes régions du Québec (Bobée et coll. 1982 et 1983).

TABLEAU VIII

Sensibilité à l'acidification des eaux de surface en fonction de l'alcalinité

Référence	Sensibilité (alcalinité µéq/l)			
	Extrême	Modérée	Faible	Nulle
OME (1979) in Bobée et coll. (1982)	0-40	40-200	200-500	500 et plus
Altshuller et McBean (1980) in Bobée et coll. (1982)	0-200	200-400		400 et plus
Zimmerman et Harvey (1979) in Bobée et coll. (1982)	0-300		300 et plus	
Glass et coll. (1980) in Bobée et coll. (1982)	0-100	100-200	200 et plus	
Bobée et coll. (1982)	0-200		200 et plus	


79°
76°
73°
70°
67°
64°
61°
52°
50°
48°
46°
GAGNON
NEMISCAU
MANICOUAGAN
CHAPAIS
CHUTE DES PASSES
SEPT-ILES
HAVRE ST-PIERRE
NATASHQUAN
BAIE COMEAU
SENNETERRE
ROBERVAL
ALMA
CLOVA
LA TUQUE
QUEBEC
TROIS-RIVIERES
MANIWAKI
HULL
MONTREAL
Figure 10. CLASSIFICATION DES LACS SELON L'ALCALINITÉ (µeq/l)
■ ≤ 1,0
▲ 1,0 - 40,0
□ 40,0 -100,0
○ 100,0 -200,0
X > 200,0

5.5 Calcium et magnésium

Dans les milieux naturels non affectés par l'acidification, l'altération chimique des sols et des roches est due à l'action de l'acide carbonique (H_2CO_3) sur les minéraux du bassin. Les principaux ions libérés sont alors les cations Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^{+} et K^{+} et l'anion HCO_3^{-}. Le processus d'acidification accélère l'altération des minéraux du bassin versant et amène la présence en concentrations importantes d'au moins un autre anion, le SO_4^{-2}.

A cause de l'abondance relative des minéraux dans le bassin versant et leur résistance respective à l'altération chimique, les concentrations de cations mis en solution sont naturellement beaucoup plus élevées pour le calcium et le magnésium que pour le sodium et le potassium; ces deux derniers cations sont toutefois relativement plus importants dans des régions où la contribution marine est significative.

Les concentrations en calcium et magnésium sont d'autant plus fortes que la roche et les dépôts de surfaces sont riches en calcaire. De façon générale, les concentrations de ces cations devraient donc refléter assez bien les niveaux d'alcalinité précédemment décrits.

Dans les lacs du territoire à l'étude, les concentrations en calcium varient entre 12,5 et 900 µéq/l, avec une moyenne de 109 µéq/l, alors que celles en magnésium s'échelonnent entre 6,56 et 369 µéq/l, avec une valeur moyenne de 37,1 µéq/l. Le rapport Ca/Mg est par ailleurs relativement constant; pour 70% des lacs, il se situe entre 2 et 4, ce qui constitue un rapport normal pour des eaux de surface.

Les concentrations en calcium sont les plus élevées (80 à 200 µéq/l) dans les régions du Lac St-Jean, de Manwaki et de Chapais et les plus faibles sur la Côte-Nord (0 à 80 µéq/l). Cette distribution spatiale reflète presque parfaitement celle de l'alcalinité discutée dans la section précédente. Les lacs où les concentrations en calcium sont les plus faibles (< 80 µéq/l) sont ceux où l'alcalinité est inférieure à 40 µéq/l.

Comme l'alcalinité et la conductivité, la concentration en calcium est un important indice de la minéralisation dans le bassin versant; les teneurs en calcium des lacs reflètent la géologie et la lithologie du bassin versant. Le seuil de sensibilité des lacs à l'acidification, en fonction des teneurs en calcium, est d'environ 200 µéq/l (Bobée et coll., 1982). Près de 90% des lacs de notre étude peuvent donc être considérés comme sensibles, eu égard à leurs concentrations en calcium. Il faut toutefois noter que la minéralisation et le lessivage des cations affectent également les concentrations de magnésium et, pour les régions peu calcaires, celles de sodium et de potassium. La somme des cations peut donc être considérée comme un meilleur indice de ce qui se passe en termes de minéralisation.

5.6 Sulfates

Le principal anion associé aux apports atmosphériques acides est le SO_4^{-2}. La présence, dans les eaux de pluie acidifiées, d'acide sulfurique (H_2SO_4) provenant des activités humaines amène une augmentation de la minéralisation dans le bassin versant et une libération de SO_4^{-2}. Selon Harvey et coll. (1981), les concentrations naturelles en sulfates dans les lacs du bouclier canadien ne devraient pas excéder 60 µéq/l; cette concentration de fond est influencée par les embruns marins et la nature géologique des couches de surface. Au Québec, les sulfates sont peu représentés dans les minéraux du sol et du sous-sol; l'apport naturel en sulfates est pratiquement équilibré par les pertes par écoulement hydrologique. D'autre part, les voies biologiques de transformation

microbienne du soufre sont peu importantes sauf dans des cas exceptionnels de lacs présentant des conditions anaérobiques dans l'hypolimnion.

Dans les milieux aquatiques du Québec, les sulfates proviennent donc en majeure partie des précipitations acides; c'est d'ailleurs dans tout le sud-est du Canada (figure 4) que les concentrations en sulfates dans les précipitations sont les plus élevées (2 000 mg/m^2). Les concentrations en sulfates dans les lacs demeurent donc un indice important du niveau d'affectation d'un lac eu égard aux précipitations acides.

Parmi les lacs de notre territoire d'étude, 35% ont des concentrations en sulfates plus élevées que le seuil de 60 µéq/l mentionné précédemment (figure 11); la concentration moyenne pour l'ensemble des lacs est de 55,8 µéq/l et les concentrations varient entre 6,3 et 218 µéq/l. C'est la région hydrographique de l'Outaouais (04) qui présente la valeur moyenne en sulfates la plus élevée (120,0 µéq/l) alors que les plus faibles valeurs se retrouvent dans la région hydrographique de la Côte-Nord (07) où la concentration moyenne (26,5 µéq/l) est près de cinq fois moins élevée que dans l'Outaouais.

Dans tout le territoire échantillonné, les concentrations en sulfates suivent un gradient bien marqué décroissant du sud-ouest vers le nord-est (figure 12). Les lacs avec des teneurs élevées (60 µéq/l) se retrouvent dans l'Outaouais, l'Abitibi et la partie ouest du massif des Laurentides. Les lacs avec des teneurs moyennes en sulfates (20 à 60 µéq/l) qui comptent pour 50% des lacs échantillonnés, occupent le centre du Québec, soit la région du Lac St-Jean et de Baie Comeau. Enfin, c'est sur la Côte-Nord et à l'extrémité est du territoire d'étude que l'on retrouve les plus faibles teneurs en sulfates (< 20 µéq/l); environ 15% des lacs échantillonnés sont dans cette catégorie.

A la lumière de ces résultats, il apparaît clairement que les teneurs en sulfates des lacs sont étroitement liées au transport à grande distance des polluants atmosphériques. Les concentrations en sulfates dans les précipitations tout comme dans les lacs diminuent en effet du sud-ouest vers le nord-est, soit selon un gradient dans l'axe des vents dominants du sud-ouest. Or, les principales sources d'émission d'anhydride sulfureux (SO_2), responsables de la formation de H_2SO_4 dans les précipitations, sont précisément situées au sud-ouest et à l'ouest du territoire d'étude; ces sources sont surtout à Rouyn-Noranda au Québec, à Sudbury en Ontario et à Chicago, Détroit, Cleveland et dans plusieurs villes des états du mid-west des Etats-Unis (Harvey et coll., 1981).

5.7 Métaux lourds (aluminium, manganèse et fer)

Les précipitations acides favorisent une libération des métaux des sols et sous-sols relativement acides vers le milieu aquatique environnant. Les métaux dans les eaux du lac proviennent de trois sources: les apports atmosphériques, les roches du bassin versant et les sédiments du lac. Normalement, on retrouve dans les eaux peu d'ions métalliques libres; ils sont plutôt liés à des agents complexants comme la matière organique. L'augmentation de l'acidité du milieu fait précipiter ces agents et facilite la libération des métaux sous forme ionique. Cette libération peut également se faire à partir des sédiments du lac et par lessivage accrû des roches du bassin versant. Les ions métalliques ainsi libérés dans les eaux du lac peuvent atteindre des concentrations toxiques pour les communautés lacustres. Cette toxicité varie cependant beaucoup en fonction du pH et des différentes formes ioniques (ou espèces) du métal considéré (Harvey et coll., 1981).

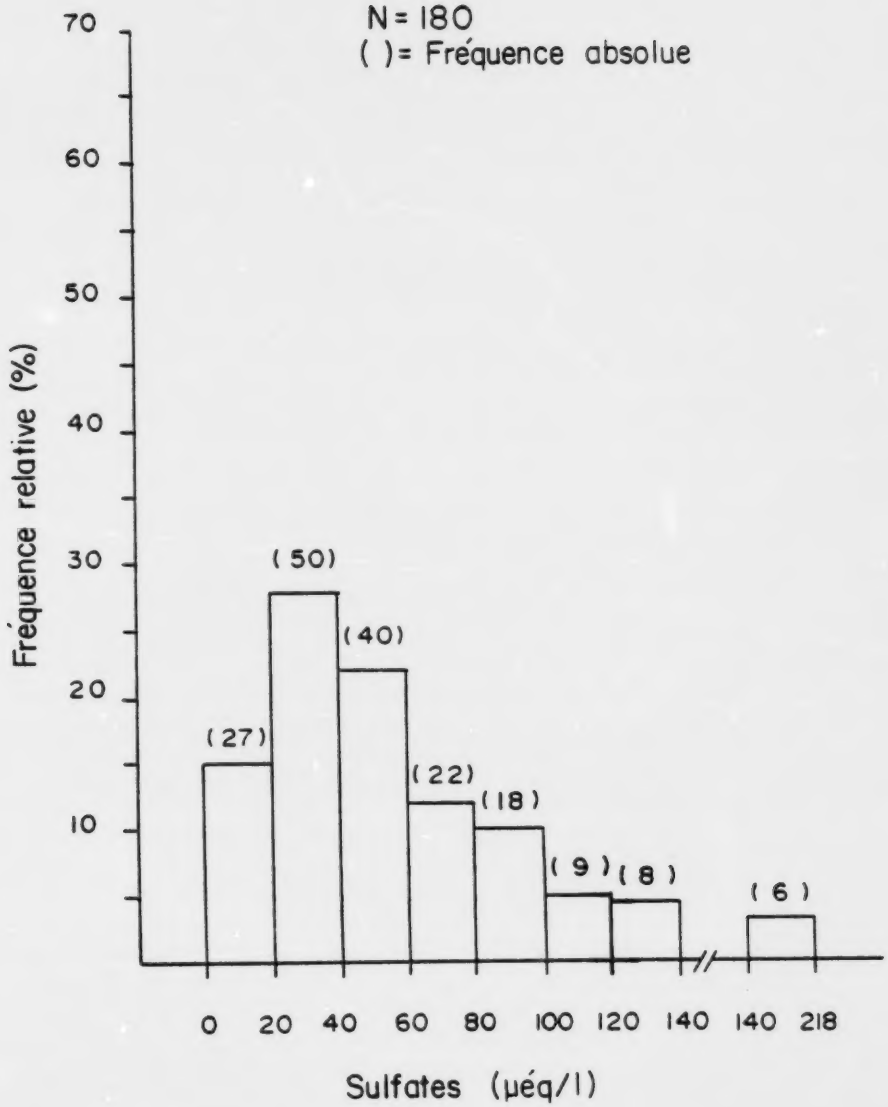
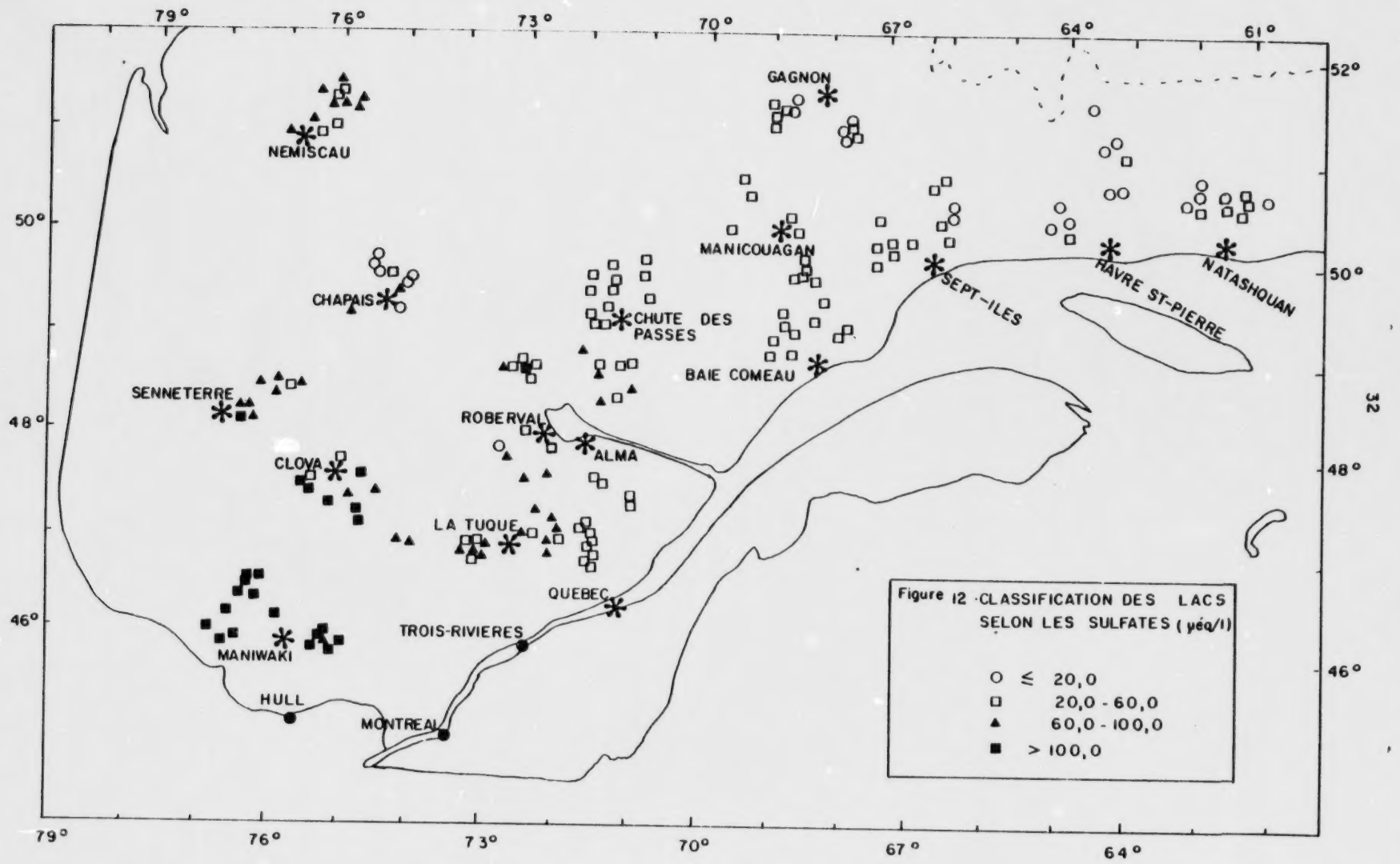


Figure 11 · Fréquence des lacs en fonction des sulfates


79°
76°
73°
70°
67°
64°
61°
52°
50°
48°
46°
NEMISCAU
GAGNON
MANICOUAGAN
CHAPAIS
CHUTE DES PASSES
BAIE COMEAU
SEPT-ILES
HAVRE ST-PIERRE
NATASHQUAN
SENNETERRE
ROBERVAL
ALMA
CLOVA
LA TUQUE
QUEBEC
TROIS-RIVIERES
MANIWAKI
HULL
MONTREAL
Figure 12 - CLASSIFICATION DES LACS SELON LES SULFATES (µéq/l)
○ ≤ 20,0
□ 20,0 - 60,0
▲ 60,0 - 100,0
■ > 100,0

Parmi les métaux pouvant être mobilisés par le processus d'acidification, l'aluminium, le manganèse et le fer sont les plus abondants dans le sol et le sous-sol québécois. Ils sont plus solubles en milieu acide que basique (Bobée et coll., 1982; Legendre et coll., 1980) et sont capables de liaisons avec des agents complexants et de réduction en forme ionique plus soluble.

Aluminium

Des concentrations élevées d'aluminium peuvent facilement être atteintes dans les lacs et les cours d'eau acidifiés (Driscoll et coll., 1980). Les roches du bouclier canadien sont particulièrement riches en aluminium (généralement sous forme d'aluminosilicates) mais la concentration naturelle dans les lacs serait assez faible, soit entre 2 et 10 µg/l (Scheider et al., 1979). L'aluminium peut être libre (Al^{3+}), fixé à un hydroxyle ($Al^{2+}OH$, $Al^{+}[OH]_2$ et $Al[OH]_3$) ou encore complexé à de la matière organique. Sa concentration dans l'eau dépend de la géologie du bassin versant, du taux de lessivage et de la quantité fixée dans la matière organique ou les sédiments libérables en conditions acides.

C'est l'aluminium labile (Al^{3+}) qui est le plus toxique pour les poissons. Cette toxicité varie cependant beaucoup selon le pH et le taux de matière organique. Il semble y avoir un effet synergique important du pH et de la concentration d'aluminium pour l'effet toxique chez le poisson. Toutefois, la relation pH - Al est inconstante car la solubilité de l'aluminium dans l'eau varie beaucoup; elle est négligeable à un pH variant entre 5,5 et 6,5, dépendant des concentrations en matière organique, et elle augmente de part et d'autre de cet intervalle (Driscoll et coll., 1980).

Le seuil de tolérance des poissons pour l'aluminium varie substantiellement selon les espèces. La toxicité létale de l'aluminium a été étudiée en laboratoire par van Coillie et coll. (1983) pour le saumon de l'Atlantique (Salmo salar) et l'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis). Elle est plus prononcée pour le saumon que pour l'omble et elle s'accentue avec l'acidité et la baisse de dureté de l'eau; à pH 4,5 et à dureté 10 mg $CaCO_3$/l, les concentrations létales pour 50% des individus (CL50) après sept jours de test à flux continu étaient respectivement de 82 et 173 µg/l pour le saumon et l'omble de fontaine. Durant les sept jours de traitement, il y a eu une forte bioaccumulation d'aluminium au niveau des branchies (facteur d'accroissement jusqu'à 33X). Ce métal provoque aussi des amplifications métaboliques: chez le saumon, la consommation d'oxygène augmentait plus de 3 fois à pH 4,5 et à une concentration de 136 µg/l de Al. Le mécanisme de synthèse des protéines semble également augmenter avec les concentrations d'Al.

Dans les lacs de notre territoire d'étude, ce sont les valeurs d'aluminium total dans l'eau non filtrée qui ont été mesurées. Les résultats nous donnent donc une bonne indication des concentrations totales mais n'indiquent pas celles des différentes formes d'aluminium présentes, lesquelles peuvent être déterminantes quant à la toxicité pour le poisson. Les teneurs varient dans les eaux des lacs échantillonnés entre la limite de détection (< 1 µg/l) et 1230 µg/l. La médiane est de 80 µg/l et la plupart des lacs (62, 4%) ont une concentration inférieure ou égale à 100 µg/l (figure 13). Les concentrations sont supérieures à 200 µg/l dans 12,9% des lacs seulement. Les concentrations maximales (1000 et 1230 µg/l) ont été mesurées dans deux lacs très acides (pH respectivement 5,0 et 4,7) du parc des Laurentides; c'est d'ailleurs la base de Québec qui présente la valeur moyenne (370 µg/l) la plus élevée et c'est à Sept-Iles que la valeur médiane (227 µg/l) est la plus forte.

A l'exception des lacs les plus hauts du parc des Laurentides, le sud-ouest du Québec, à partir du Lac St-Jean, semble peu affecté par la mobilisation de l'aluminium dans les

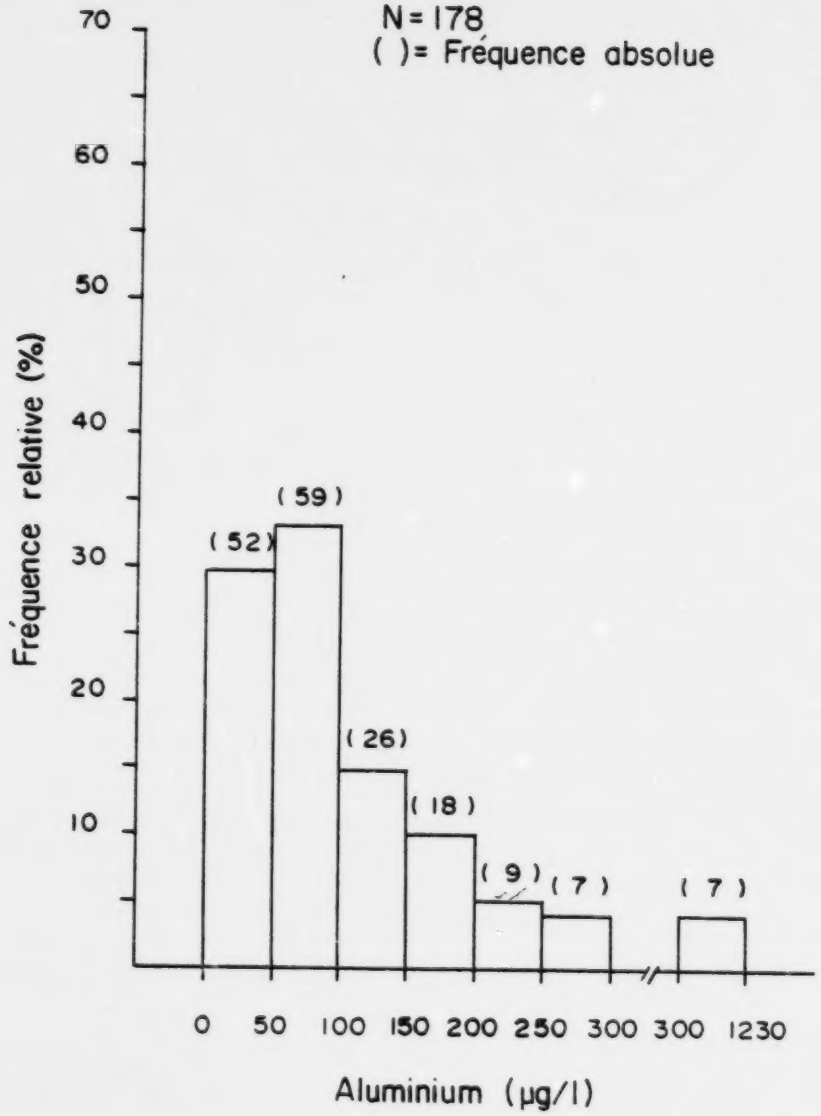


Figure 13 · Fréquence des lacs en fonction de l'aluminium

milieux lacustres (figure 14). C'est dans la région de la Côte-Nord et dans quelques lacs au nord-ouest que les concentrations d'aluminium sont les plus élevées. Ces résultats sont peu concordants avec ceux du pH et avec les teneurs en sulfates. Sauf quelques exceptions, les lacs les plus acides et les plus riches en sulfates ne sont pas les plus riches en aluminium total. Ces résultats ne sont pas non plus comparables à ceux obtenus par Bobée et coll. (1982) pour les lacs du sud-ouest du Québec, où de nombreux lacs ayant des concentrations supérieures à 150 µg/l ont été identifiés. Ces derniers auteurs n'avaient cependant à peu près aucun résultat pour des lacs de la Côte-Nord.

À la lumière de ces résultats, il ne semble pas y avoir de relation immédiate entre les précipitations acides et les concentrations d'aluminium total retrouvées. Ces dernières semblent davantage liées à la nature du sous-sol ou encore à l'acidité naturelle des cours d'eau (couleur élevée sur la Côte-Nord) et à la présence de matière organique.

Manganèse

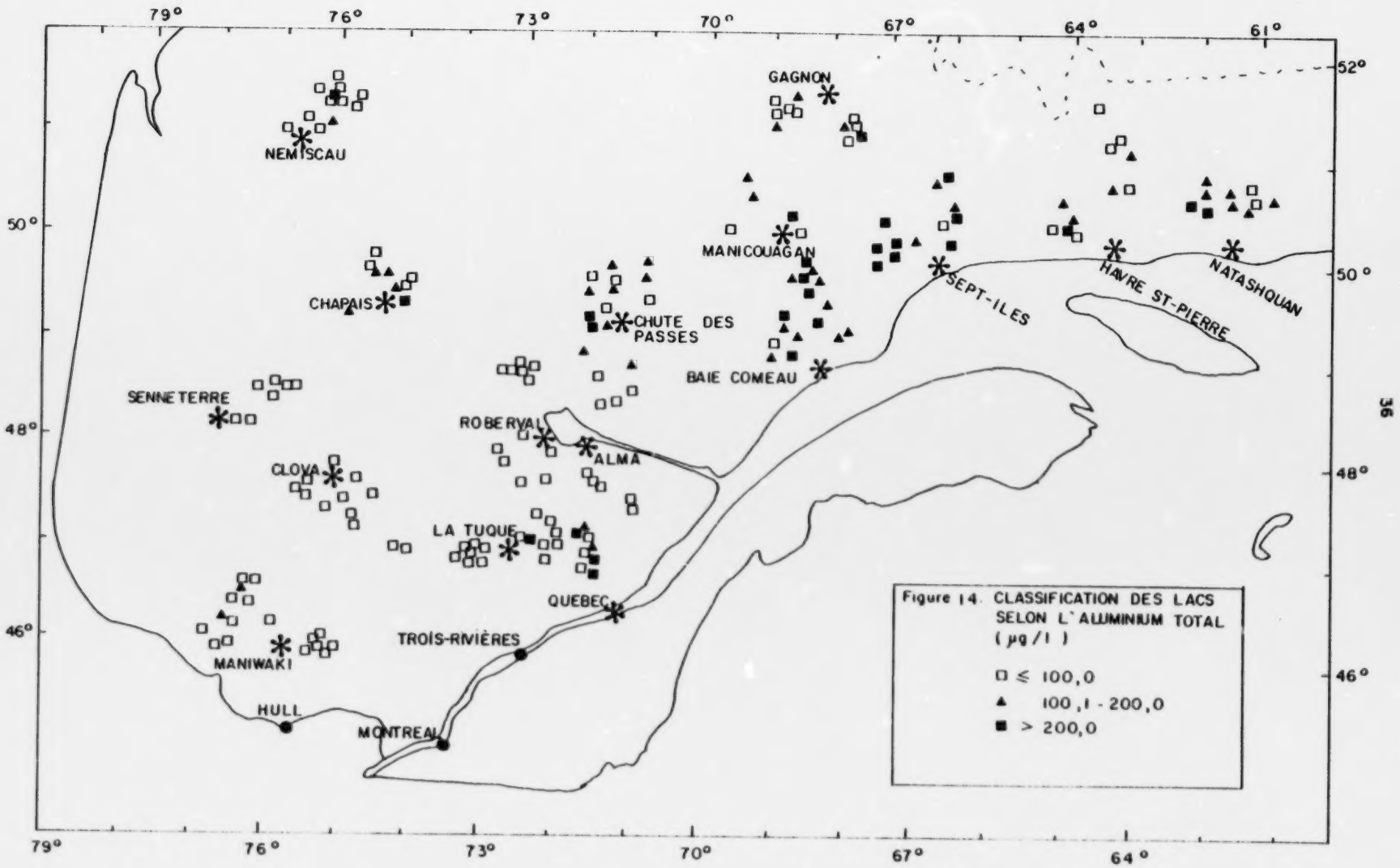
Comme pour l'aluminium, la solubilité du manganèse augmente en milieu acide et les concentrations dans l'eau varient beaucoup en fonction des teneurs en matière organique. La toxicité du manganèse pour les poissons a été discutée par plusieurs auteurs (Harvey et coll., 1981; Spry et coll., 1981; Almer et coll., 1978 et Dickson, 1980).

Dans les lacs de notre territoire d'étude, les concentrations en manganèse (forme totale) varient entre la limite de détection (<1 µg/l) et 40 µg/l. La moyenne pour l'ensemble des lacs est de 13 µg/l. C'est sur la Côte-Nord que les valeurs moyennes sont les plus faibles (7,9 µg/l) et dans les lacs du parc des Laurentides qu'elles sont les plus élevées (30,0 µg/l). Sauf pour le parc des Laurentides, la répartition géographique des valeurs de manganèse est à peu près aux antipodes de celle de l'aluminium et elle s'apparente mieux aux apports acides. Le manganèse a un lessivage et une dissolution plus grands en milieu acide et constitue par là un bon indicateur (Almer et coll., 1978; Dickson, 1980). La concentration naturelle en manganèse, selon les mesures faites par Beamish et Vanloon (1977) dans des lacs de pH entre 6,3 et 7,5, varie entre 3 et 30 µg/l; les mêmes auteurs rapportent que dans la zone des lacs expérimentaux (ELA) sur le bouclier canadien en Ontario, la concentration moyenne est de 3 µg/l. Or, de nombreux auteurs ont rapporté des concentrations en manganèse beaucoup plus élevées dans des lacs acidifiés; les lacs de la région de Sudbury (pH $\simeq$ 5,5) contiennent en moyenne 70 µg/l de Mn et ceux de la Suède (pH $\leq$ 5,0) ont des concentrations variant entre 100 et 350 µg/l.

Les résultats de notre échantillonnage, où 94% des lacs ont une concentration de manganèse inférieure à 30 µg/l, montrent que le lessivage du manganèse semble peu prononcé au Québec. Les faibles valeurs observées ne tiennent cependant pas compte de la spéciation du métal et de sa forme soluble qui est la plus toxique. Lewis et coll. (1979) rapportent qu'à pH $>$ 5,0, la toxicité du manganèse est à peu près nulle car le métal précipite dans les sédiments; Lewis (1976) a établi à 1530 µg/l la concentration dans l'eau non acide (pH 6,9-7,6) pour entraîner la mortalité chez la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri). Il faut donc croire que les valeurs rencontrées au Québec sont loin d'être comparables à celles obtenues dans des régions très acides (Suède, Ontario) et qu'elles ne peuvent être toxiques pour le poisson.

Fer

Quant au fer, c'est un métal dont la concentration dans le lac est fortement influencée non seulement par la géologie, mais également par la teneur en oxygène et le pH (Legendre et coll., 1980). Dans un milieu bien oxygéné, le fer se présente sous la forme de sels ferriques trivalents qui, très peu


79°
76°
73°
70°
67°
64°
61°
52°
50°
48°
46°
NEMISCAU
GAGNON
MANICOUAGAN
CHAPAIS
CHUTE DES PASSES
BAIE COMEAU
SEPT-ILES
HAVRE ST-PIERRE
NATASHQUAN
SENNETERRE
ROBERVAL
ALMA
CLOVA
LA TUQUE
QUEBEC
TROIS-RIVIÈRES
MANIWAKI
HULL
MONTREAL
Figure 14. CLASSIFICATION DES LACS SELON L'ALUMINIUM TOTAL (µg/l)
□ ≤ 100,0
▲ 100,1 - 200,0
■ > 200,0

solubles dans l'eau, précipitent rapidement et restent liés aux sédiments. Dans un milieu désoxygéné, le fer prend la forme de sels ferreux et se dissout facilement. Ceci explique la teneur en fer très élevée dans les lacs à très fort déficit en oxygène. Le fer est plus soluble en milieu acide que basique et sa concentration est influencée par la présence d'agents complexants, particulièrement les acides humiques.

Dans les lacs de notre territoire d'étude, les concentrations en fer ont un coefficient de variation élevé (100%); elles varient entre 2 et 623 µg/l, pour une valeur moyenne de 101,7 µg/l. Les moyennes sont les plus élevées dans la région du lac St-Jean (193,8 µg/l), dans le parc des Laurentides (249,3 µg/l), à Sept-Iles (158,6 µg/l) et à Némiscau (153,5 µg/l); par contre les valeurs moyennes les plus faibles se retrouvent à l'extrémité est (Havre St-Pierre: 9,8 µg/l; Natashquan: 8,4 µg/l) et au centre ouest (Clova: 9,5 µg/l; Senneterre: 11,8 µg/l et Chapais: 19,0 µg/l).

La distribution géographique des concentrations en fer semble à priori davantage liée à la géologie du bassin versant et à la présence de matière organique dans l'eau qu'à l'influence du niveau d'acidification des lacs. Il faut d'ailleurs rappeler que la profondeur photique, inversement proportionnelle à la quantité de matière organique, est généralement faible lorsque les concentrations en fer sont élevées. Beamish et VanLoon (1977) ont d'ailleurs observé des concentrations plus faibles de fer dans certains lacs acides des monts LaCloche que dans des lacs non acidifiés de la zone des lacs expérimentaux en Ontario (respectivement 35 µg/l et 91 µg/l).

La toxicité du fer pour le poisson dans les milieux acides a été peu étudiée. Spry et coll. (1981) effectuent une revue des métaux toxiques lessivés par les pluies acides et ils ne donnent aucun seuil de toxicité pour le fer.

5.8 Métaux traces: cadmium, plomb, nickel, zinc et cuivre

Tous ces métaux traces sont des contaminants de l'environnement plus ou moins toxiques (Spry et coll., 1981). Leur concentration naturelle dans l'eau est très faible et elle est influencée par l'acidification mais aussi directement par les émissions. En Ontario, dans la région de Sudbury, on a trouvé qu'ils provenaient en grande partie des usines de smeltage (Jeffries, 1979). Ces dépositions se font toutefois dans un rayon très restreint autour des sources (≅ 30 km) et de telles sources sont absentes au Québec sauf dans la région de Rouyn-Noranda. Les rejets des mines peuvent aussi influencer la dispersion de ces métaux dans l'environnement aquatique.

Les lacs de notre étude affichent généralement une faible variation pour ces différents métaux. Le plus souvent, les valeurs sont très près de la limite de détection qui est de 1 µg/l (0.1 µg/l pour le cadmium). Le tableau IX indique pour chacun des métaux traces la concentration toxique maximum acceptable pour la vie aquatique ("Maximum Acceptable Toxicant Concentration") la plus basse rencontrée dans la littérature selon Spry et coll. (1981), le seuil de qualité de l'eau selon l'International Joint Commission (1976) et les valeurs extrêmes rencontrées dans les lacs de notre territoire d'étude.

Le cadmium est un des métaux lourds les plus toxiques pour le poisson. Certains auteurs ont observé une inhibition de l'action enzymatique chez l'omble de fontaine exposé à des concentrations de cadmium aussi faibles que 0,7 µg/l (Christensen, 1975). La plupart des auteurs considèrent que les risques de mortalité chez la truite augmentent avec une concentration supérieure à 3,0 µg/L (Benoît et coll., 1976; Eaton et coll., 1978; Sauter et coll., 1976). Le cadmium affecte la croissance, l'osmorégulation, les fonctions rénales et le métabolisme du calcium (Spry et coll., 1981). Almer et coll. (1978) et

TABLEAU IX

Toxicité des métaux traces

	Concentration toxique maximum acceptable la plus basse *(µg/l) (Spry et Coll., 1981)	Seuils de qualité de l'eau (µg/l) (International Joint Commission, 1976)	Valeurs extrêmes du territoire d'étude µg/l
Cadmium (Cd)	0,7 - 1,5	0,2	0,1 - 3,7
Plomb (Pb)	4 - 8	10	1,0 - 6
Nickel (Ni)	380 - 730	25	1 - 9
Zinc (Zn)	50 - 130	30	3 - 33
Cuivre (Cu)	9,5 - 17,4	5	1 - 22

* = Concentration toxique maximum acceptable (CTMA) exprimée par deux concentrations: la première sans effet, la deuxième avec effet ("No effect - effect").

Dickson (1980) ont signalé une augmentation par un facteur de dix de la concentration de cadmium dans les lacs acidifiés de la côte ouest de la Suède par rapport à celle des lacs non acidifiés de la même région. Dans les eaux acides de l'Ontario, les lacs ont des concentrations enrichies de cadmium de l'ordre de 0,2 à 0,7 µg/l (Spry et coll., 1981).

En l'absence de mesures historiques pour le cadmium dans les lacs du Québec, il est impossible de déterminer si les concentrations obtenues ont été affectées par l'acidification. Au total 34 lacs (19%) ont des concentrations en cadmium supérieures au seuil de toxicité le plus bas (0,7 µg/l). Ces lacs sont par ailleurs répartis dans tout le territoire étudié, ce qui laisse présumer que les concentrations observées sont vraisemblablement naturelles.

La toxicité du plomb pour les poissons est directement proportionnelle à sa solubilité, laquelle est inversement proportionnelle à l'alcalinité. Dans les eaux douces caractéristiques des lacs acides (alcalinité < 100 µéq/l), les concentrations létales (CL50) varient de 200 à 4100 µg/l, alors que la mortalité chronique est observée à des concentrations variant entre 27 et 253 µg/l (Spry et coll., 1981). Les effets sublétaux du plomb incluent l'histopathologie, les retards de croissance, la neurotoxicité et certaines inhibitions métaboliques; des difformités du système nerveux ont été observées chez des truites arc-en-ciel (Salmo gairdneri) exposées pendant 19 mois à des concentrations de 4-8 µg/l (Davies, 1976).

Les concentrations de plomb dans les lacs sont très faibles, généralement inférieures à 1 µg/l, soit la limite de détection; même dans les lacs acides du sud-ouest de l'Ontario, les concentrations ne sont que de l'ordre de 2 à 6 µg/l (Spry et coll., 1981). Dans les lacs de notre territoire d'étude, 16 lacs (9%) seulement ont une concentration de plomb supérieure à 4 µg/l, le seuil de toxicité le plus bas mentionné dans la littérature. Ces lacs sont surtout situés dans les régions de Natashquan, Havre St-Pierre et Chapais.

La toxicité du nickel est faible et à peine supérieure à celle du manganèse. La concentration toxique maximum acceptable pour le méné Tête-de-boule (Pimephales promelas) est de 380-730 µg/l de Ni basée sur une baisse de succès de reproduction (Spry et coll., 1981). La concentration maximale observée dans nos lacs est de 9 µg/l, ce qui est très éloigné des valeurs de 2000 µg/l observées par Beamish (1974) dans certains lacs acides situés dans la région de Sudbury.

Les concentrations en zinc dans les lacs acides (pH ≃ 5,0) de l'Ontario varient généralement entre 8 et 50 µg/l (Beamish et coll., 1975; Schelder et coll. 1979). La concentration toxique maximum acceptable est de 50-130 µg/l pour le vairon (Phoxinus phoxinus) basée sur un retard de croissance chez les jeunes (Spry et coll., 1981). Les valeurs maximales observées dans les lacs de notre territoire d'étude sont de 33 µg/l, ce qui est à peine plus élevé que le seuil de qualité de l'eau établi par l'International Joint Commission (1976) à 30 µg/l. L'omble de fontaine pourrait par ailleurs s'acclimater à des concentrations de 120 µg/l. Les effets toxiques du zinc pour les poissons sont liés à la croissance et à la reproduction.

La concentration toxique maximum acceptable de cuivre pour l'omble de fontaine est de 9,5 à 17,4 µg/l (Spry et coll., 1981) alors que le seuil de qualité de l'eau de l'International Joint Commission (1976) est de 5 µg/l. Les concentrations dans les lacs échantillonnés dans notre étude varient de 1 à 22 µg/l, alors que celles des lacs acides (pH < 5,0) de l'Ontario varient entre 2 et 92 µg/l (Spry et coll., 1981). Dans notre échantillonnage, 5 lacs (3%) ont une concentration supérieure à 9,5 µg/l et ils sont tous situés dans la base de Chapais. Les effets toxiques du cuivre sont liés à l'osmorégulation, la reproduction, la croissance et l'ionorégulation.

6.0 ANALYSE PHYSICO-CHIMIQUE MULTIDIMENSIONNELLE

L'analyse multidimensionnelle permet d'intégrer simultanément tous les paramètres de l'étude afin de mieux évaluer les ressemblances et/ou dissemblances entre les lacs échantillonnés. Cette analyse est effectuée grâce à un traitement informatique approprié; les programmes utilisés sont ceux du logiciel "R" mis au point par Legendre et Vaudor (1981).

Afin de répondre à la problématique de notre étude, l'analyse multidimensionnelle doit atteindre les objectifs suivants:

(1) déterminer la variabilité écologique du milieu échantillonné;

(2) identifier les régions les plus affectées et/ou les plus vulnérables aux précipitations acides;

(3) déterminer les relations de dépendance entre les paramètres physico-chimiques en vue d'évaluer leur potentiel comme indicateur de l'état d'acidification d'un lac;

(4) interpréter la variabilité observée en fonction de certains paramètres morphométriques.

La figure 15 résume les principales étapes du schéma d'analyse. Une première analyse a été effectuée à l'aide de tous les paramètres physico-chimiques; les résultats obtenus accordaient une importance discriminante trop grande à certains paramètres, notamment le cuivre, dont les valeurs mesurées sont généralement très près de la limite de détection. Pour éviter de masquer des relations plus significatives, les cinq paramètres suivants ont donc été éliminés du traitement final: cuivre, zinc, plomb, nickel, cadmium. Une deuxième analyse a été effectuée à partir de 14 paramètres (variables n) et de 131 lacs (objets p). Les données ont été normalisées afin de réduire à un maximum de 4000 l'écart entre les différentes valeurs.

6.1 Description des méthodes

Toutes les méthodes utilisées lors de l'analyse multidimensionnelle sont décrites dans Legendre et Legendre (1979).

(1) Analyse en composantes principales (ACP)

Cette méthode d'analyse permet le positionnement de p objets (lacs) dans un espace à n dimensions qui sont des combinaisons linéaires des n descripteurs d'origine. L'ordination des objets est visualisée dans un espace réduit généralement à 3 dimensions correspondant aux axes de la plus grande variabilité. En raison de l'hétérogénéité des descripteurs (paramètres physico-chimiques de nature différente), l'analyse en composantes principales est réalisée sur la matrice de corrélation.

(2) Analyse en coordonnées principales

Cette méthode permet de situer les n descripteurs dans un espace de dimension réduite qui préserve aussi bien que possible les relations de distance entre eux. L'analyse est réalisée à partir d'une matrice de similarité (ou de corrélation) des descripteurs entre eux.

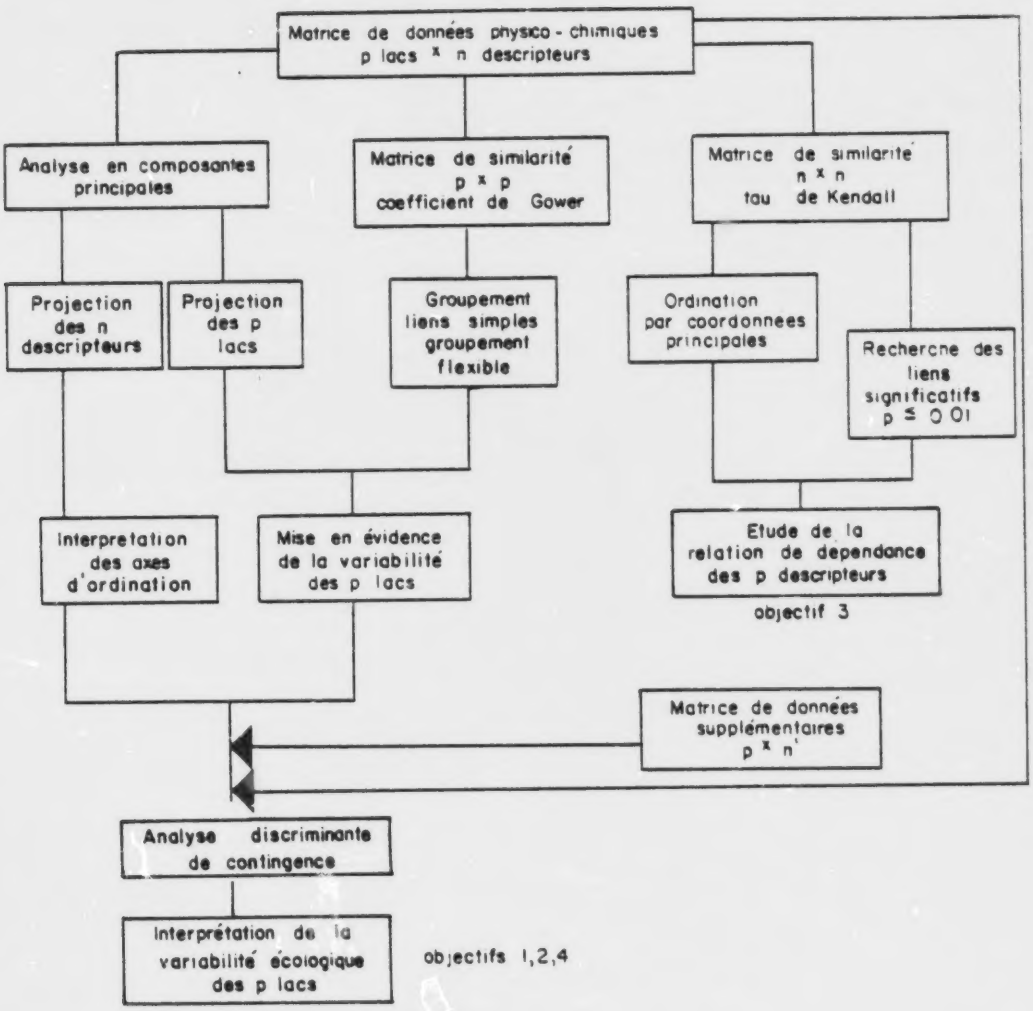


Figure 15 · Schéma d'analyse multidimensionelle

(3) Calcul de la similarité

Le calcul de la similarité a été effectué à partir de la matrice de données physico-chimiques pour déterminer d'une part la similarité des p lacs entre eux et d'autre part la similarité (corrélation) des n descripteurs entre eux. Dans le premier cas, le coefficient de Gower (S_{15}) a été utilisé; il mesure, sur une échelle de 0 à 1, le degré d'affinité entre les p lacs et il est adapté aux descripteurs de nature différente. Le coefficient de Gower s'exprime par l'équation suivante:

$$S_{15}\ (x_1, x_2) = \frac{\sum_{i=1}^{n} w_{i12}\ s_{i12}}{\sum_{i=1}^{n} w_{i12}}$$

où w_i = constante (Delta de Kronecker)

S_i = similarité partielle

i = chacun des paramètres

Pour calculer la similarité ou corrélation entre les descripteurs physico-chimiques, c'est le tau de Kendall qui a été utilisé. Ce coefficient exprime le degré de dépendance des descripteurs selon un critère de corrélation de rang (corrélation non linéaire). Ce coefficient a l'avantage de pouvoir être testé (test non paramétrique) et la probabilité qui lui est associée indique une relation significative à un seuil de $p < 0,01$. Le tau de Kendall s'exprime par l'équation suivante:

$$\tau = \frac{2\,S}{p^2 - p}$$

où S = somme des points attribués à chaque paire de rang

p = nombre de paires de rang

(4) Groupements

Les diverses méthodes de groupement permettent de dégager une classification hiérarchique des lacs selon leur similarité les uns par rapport aux autres. Le groupement à liens simples est une méthode de classification automatique qui permet de faire ressortir les discontinuités majeures dans la structure de l'échantillon total des p lacs. Le groupement flexible est par contre une méthode plus astreignante; dans la formation des groupes éventuels, elle favorise la discrimination des groupes de lacs homogènes. Les noyaux de lacs mis en évidence dans le groupement à liens simples doivent être retrouvés dans le groupement flexible.

(5) Analyse discriminante de contingence

L'analyse discriminante de contingence permet d'interpréter la classification des lacs (groupes) en fonction de certains descripteurs morphométriques. Cette méthode vise à partitionner les descripteurs de façon à maximiser leur information commune avec la classification de référence.

Cette analyse permet en outre de calculer le carré de contingence (Khi carré = χ^2) pour comparer les valeurs observées aux valeurs auxquelles on pourrait s'attendre selon l'hypothèse Ho de distribution indépendante des deux descripteurs. On peut donc déceler si la relation entre la classification et chacun des descripteurs morphométriques est significative. Le χ^2 se calcule comme suit:

$$\chi^2 = \sum \frac{(O - E)^2}{E}$$

pour toutes les lignes et toutes les colonnes du tableau, où

O = fréquence observée

E = fréquence théorique estimée.

Le χ^2 indique donc le degré de dépendance entre deux descripteurs exprimés en classes (groupes de lacs versus descripteurs morphométriques) et on lui associe une probabilité qui détermine si la relation est significative.

6.2 Dépendance entre les paramètres:

Le calcul du tau de Kendall et l'ordination en espace réduit des coordonnées principales permettent d'examiner les liens de dépendance entre les différents descripteurs physico-chimiques. Ces liens de dépendance sont illustrés par la figure 16 qui présente à la fois les résultats de l'ordination et du calcul des coefficients de corrélation. Les corrélations positives (significatives à $p < 0,01$) sont indiquées sur le plan d'ordination des deux premiers axes, lesquels expliquent 59,96% de la variabilité totale.

L'axe 1, de plus grande variabilité, sépare les paramètres de minéralisation (Ca, Mg, K, Na et alcalinité), fortement reliés entre eux, des autres descripteurs. L'axe 2 permet surtout de discriminer les principaux paramètres indicateurs de l'acidité du milieu (H^+ et SO_4^{-2}) de tous les autres descripteurs sauf le Mn; ce dernier est influencé de façon significative par les taux de SO_4^{-2} et de H^+. Il est toutefois intéressant de noter que le SO_4^{-2} est assez fortement corrélé ($0,30 \leq \tau \leq 0,50$) avec le Mg, le Ca et l'alcalinité; cette situation s'explique par le rôle important que jouent les ions sulfates, comme les ions bicarbonates, dans le processus de minéralisation. Enfin, il faut noter que l'Al est nettement influencé par le H^+ le long du premier axe et par la couleur le long du 2e axe.

6.3 Classification des lacs

Les méthodes de groupement et l'analyse en composantes principales permettent de dégager la variabilité écologique des lacs. Ces derniers sont donc classifiés (regroupés) selon leurs ressemblances du point de vue physico-chimique; ce regroupement est par la suite interprété en fonction des caractéristiques morphométriques et de la position géographique des lacs.

Le groupement flexible appliqué à la matrice de similarité permet de séparer deux grands groupes qui comptent respectivement 33 et 98 lacs (figure 17). De façon à maximiser les distances inter-groupes et à minimiser les distances intra-groupes, on peut discriminer par la suite neuf (9) groupes correspondant aux branches principales du dendrogramme. Dans chacun de ces groupes, la similarité des lacs entre eux du point de vue physico-chimique est beaucoup plus grande que celle des lacs d'un groupe à l'autre. Les lacs membres d'un même groupe ont alors certains points en commun qui ne sont pas vérifiés simultanément par les lacs d'un autre groupe. Le tableau X présente la liste des lacs contenus dans les neuf (9) groupes de même que le nom de leur base respective.

L'analyse en composantes principales permet par ailleurs d'étudier la dispersion des lacs (et des groupes) dans le plan d'ordination en espace réduit; la position des lacs est fonction de leur qualité physico-chimique eu égard aux seuls paramètres les plus discriminants (figure 18). Seuls les descripteurs situés près ou à l'extérieur du cercle de contribution équilibrée, sur l'un ou l'autre des trois premiers axes, assurent une discrimination significative quant au positionnement des lacs dans l'espace réduit des trois premières dimensions. Ainsi le Fe, le Cl, le Na et les nitrates n'ont aucune valeur discriminante pour les trois premiers axes. Plus les lacs auront des coordonnées fortes en valeur absolue sur l'un des trois axes, plus ils

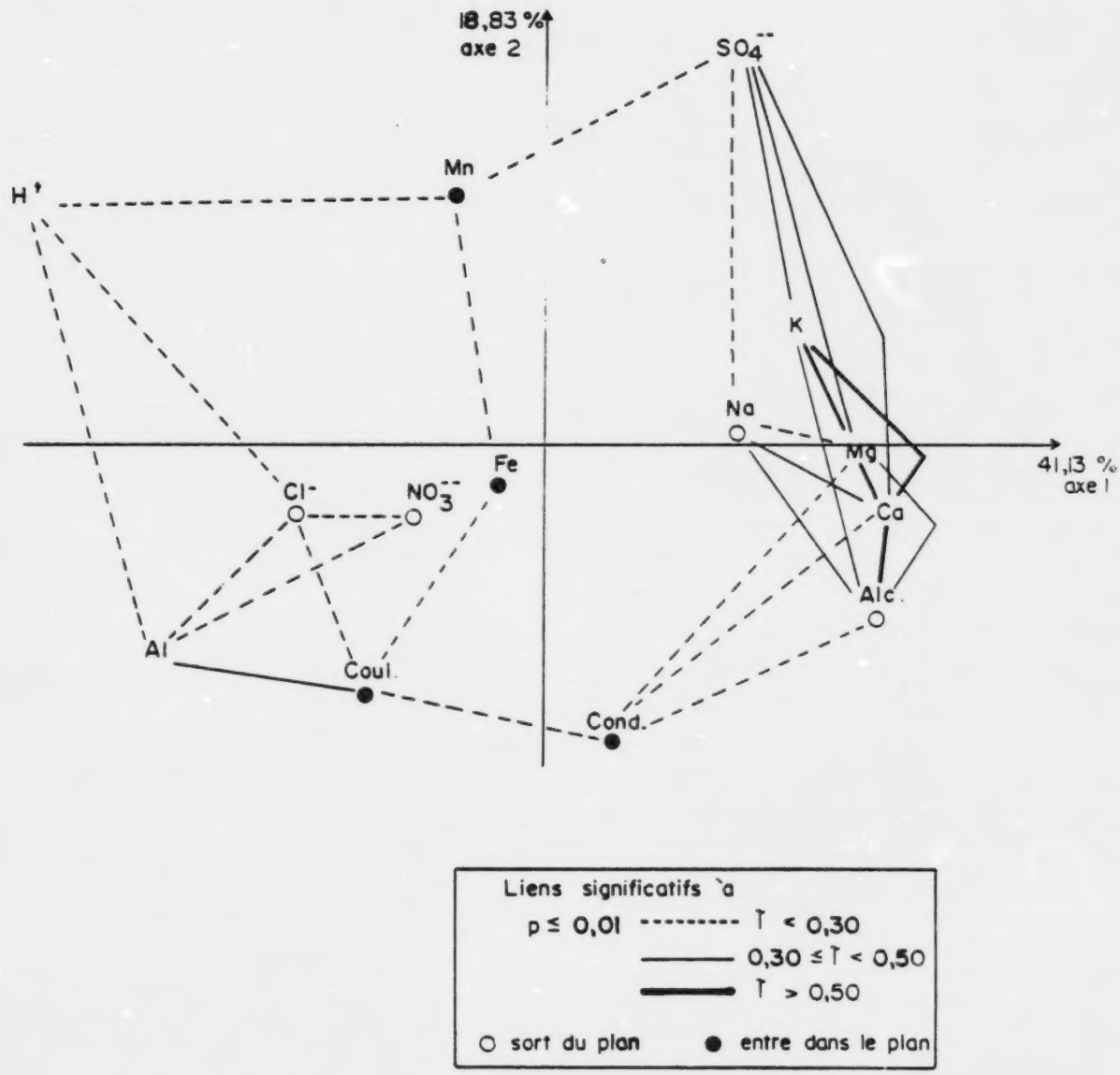


Figure 16 · Ordination des descripteurs physico-chimiques dans l'espace réduit des coordonnées principales

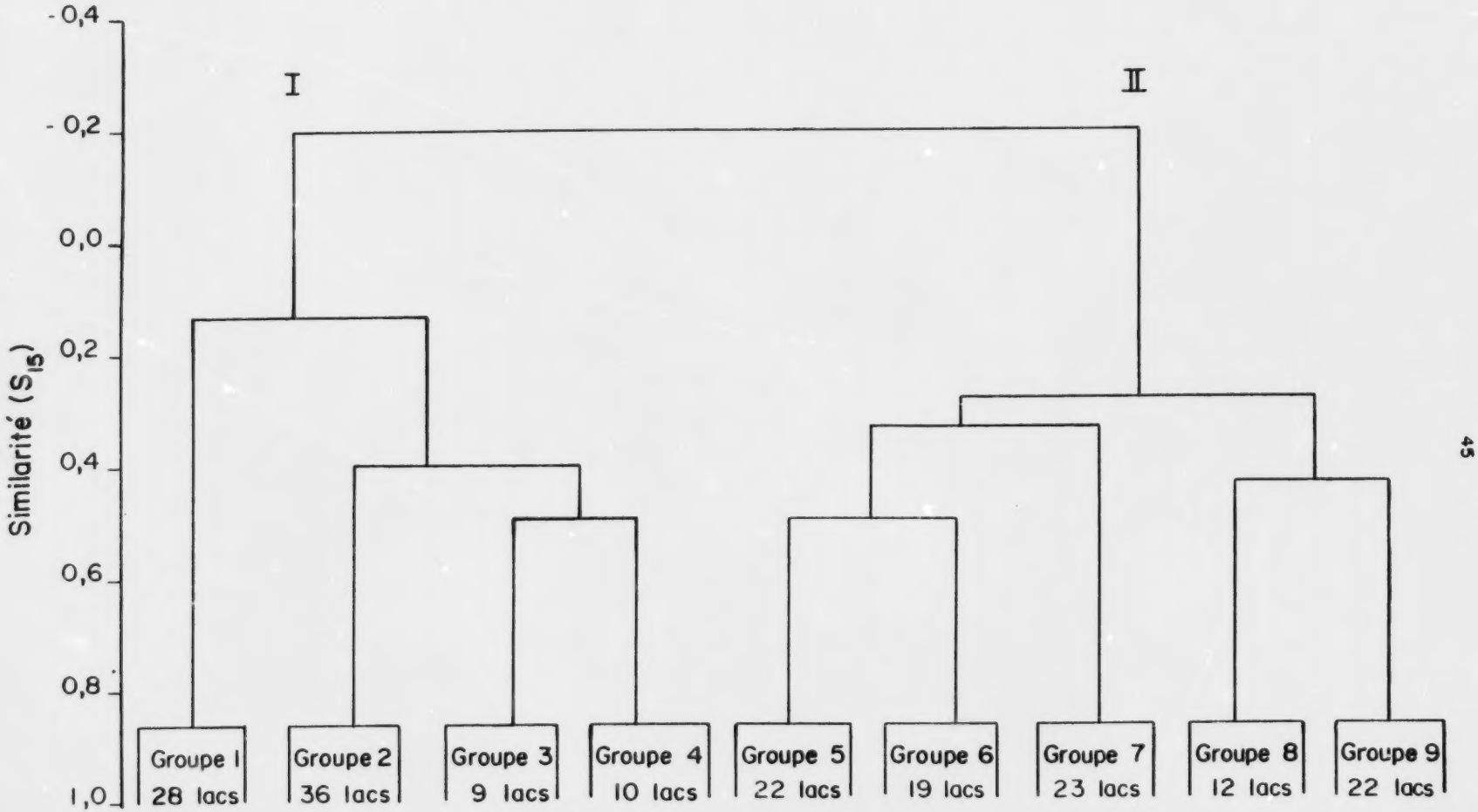


Figure 17 · Dendrogramme du groupement flexible à partir de la physico-chimie des lacs

TABLEAU X

Liste des lacs des neuf (9) groupes physico-chimiques formés par groupement flexible

Groupes	Nb de lacs	Lacs	Bases
1	28	162, 163, 164, 165, 166, 168, 170	Senneterre
		150, 151, 152, 153, 154, 155, 156, 157, 158, 159, 160, 161	Clova
		110, 114	La Tuque
		137, 138, 139, 140, 142, 145, 148	Manwaki
2	36	60, 62, 64, 70	Gagnon
		97, 98, 99, 100, 102, 103, 104, 105, 106, 107	Roberval
		108, 111, 112, 113, 115, 116, 117, 118, 120, 121, 122	La Tuque
		50	Manicouagan
		84, 85, 86, 87, 88, 89, 92, 95	Alma
		134	Manwaki
		71	Chute-des-Passes
3	9	131, 132, 133, 135, 136, 144, 147, 149	Manwaki
		109	La Tuque
4	10	42	Baie Comeau
		172, 173, 174, 175, 176, 177, 179, 180	Chapais
		54	Manicouagan
5	22	44, 46	Baie Comeau
		72, 73, 74, 75, 76, 77, 78, 79, 80, 81, 82, 83	Chute-des-Passes
		125, 126, 127, 128, 129, 130	Québec
		101	Roberval
		119	La Tuque
6	19	123, 124	Québec
		28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 36, 37, 39	Sept-Iles
		56, 57, 58, 59	Manicouagan
		169	Senneterre
		43, 45	Baie Comeau
7	23	90, 91, 93, 94	Alma
		41, 47, 48, 49	Baie Comeau
		35, 38	Sept-Iles
		51, 52, 53, 55	Manicouagan
		96	Roberval
		61, 63, 65, 66, 67, 68, 69	Gagnon
		167	Senneterre
8	12	187, 188, 189, 190, 191, 192, 193, 194	Némiscau
		195, 196, 197, 198	
9	22	8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17	Natashquan
		18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27	Havre St-Pierre
		40	Baie Comeau
		178	Chapais
TOTAL	181		

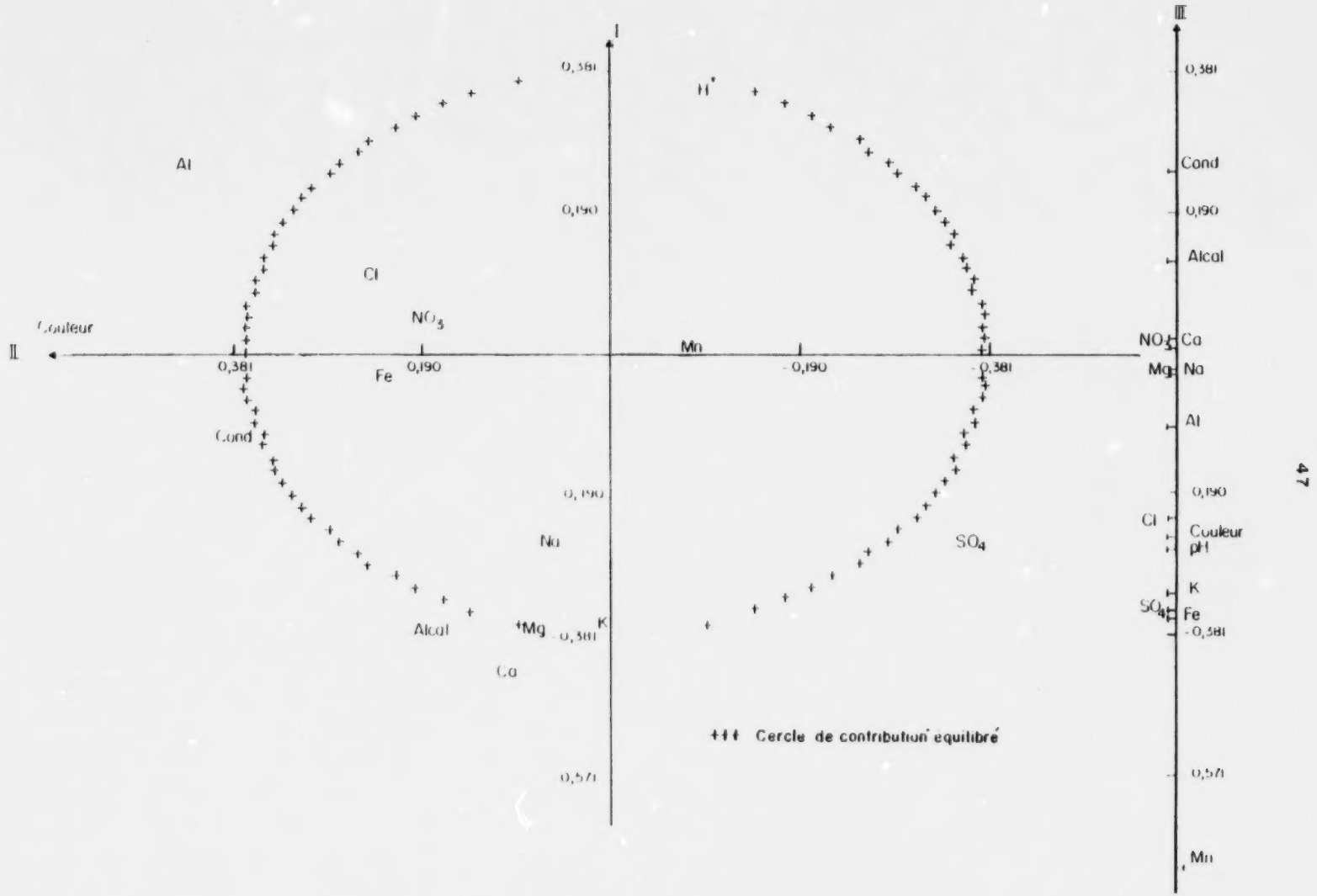


Figure 18 Position des descripteurs physico-chimiques dans l'espace réduit des composantes principales

seront associés aux paramètres significatifs reliés à la partie correspondante de l'axe. Le long de l'axe I, on retrouve ainsi une relation inverse entre le pH et les paramètres de minéralisation (K^+, Mg^{+2}, Ca^{+2} et alcalinité). Selon l'axe II, la position des lacs s'expliquera surtout par les concentrations inversement proportionnelles de Al et SO_4, de même que par la couleur et la conductivité qui sont directement proportionnelles aux teneurs de Al. Enfin, c'est surtout le Mn qui permettra de discriminer les lacs et les groupes au niveau de l'axe III. Les relations trouvées ici confirment celles mises en évidence par l'analyse en coordonnées principales (figure 16).

L'ordination des lacs dans l'espace réduit des trois premiers axes explique au total 59,09% de la variance (figures 19 et 20). Les résultats du groupement flexible sont superposés à ceux de l'ordination, ce qui permet de visualiser l'homogénéité et la dispersion des groupes de lacs. On peut constater que les groupes 5 et 7 se distinguent des autres groupes surtout par le troisième axe qui est expliqué principalement par le Mn. Dans le plan des axes I et II, les groupes sont bien délimités, assez homogènes et leur position dans l'espace est déterminée par les paramètres liés à la minéralisation d'une part (Alcalinité, Ca, Mg, K et conductivité) et ceux liés à l'acidité d'autre part (pH, SO_4, Al et couleur). Les résultats de l'ordination sont par ailleurs très compatibles avec ceux obtenus par groupement flexible; l'axe I négatif correspond au premier grand groupe du dendrogramme (figure 17) et la partie positive au second.

Pour chaque groupe de lacs, les valeurs moyennes des principaux paramètres physico-chimiques et leur localisation géographique ont été examinées (tableau XI et figure 21); les délimitations géographiques des groupes n'englobent pas nécessairement tous les lacs du groupe, mais un minimum de 75% d'entre eux. Les lacs du groupe 6, localisés principalement sur les bases de Sept-Iles, Baie Comeau et Manicouagan, ont le pH moyen le plus faible (5,0), la couleur moyenne la plus élevée (38,1 U.H.), des teneurs moyennes très fortes en fer (141 µg/l) et en aluminium (317 µg/l) et faibles en sulfates (31,2 µeq/l). Le groupe 9, qui renferme principalement des lacs de la basse Côte-Nord, a également un pH moyen faible (5,5), une couleur moyenne peu élevée (20,9 U.H.) et un taux moyen de SO_4^{-2} très faible (20,8 µéq/l). Malgré un pH très bas, les lacs des groupes 6 et 9 sont donc probablement plus influencés par la nature de leur bassin versant que par l'effet des précipitations acides.

Par contre, les groupes 1 et 8, situés respectivement au sud-ouest et au nord-ouest de la province, ont un taux d'acidité (pH moyen = 5,6) davantage relié aux précipitations acides en raison de fortes teneurs moyennes en sulfates (97,9 et 54,5 µéq/l respectivement). Il faut souligner que le groupe 8 englobe exactement tous les lacs faisant partie de la base de Némiscau. Dans le groupe 3, qui renferme des lacs des bases de Manwaki et La Tuque, le pH moyen reste élevé (7,0), malgré les fortes teneurs moyennes en sulfates (133,3 µéq/l), en raison d'une alcalinité moyenne très élevée (205,8 µéq/l); on observe sensiblement la même situation pour les lacs du groupe 4, situés surtout à la base de Chapais. Enfin, il faut noter la répartition des lacs du groupe 5 surtout dans deux bases, soit celles de Québec et Chute-des-Passes; les lacs de ce groupe sont caractérisés par un pH moyen peu acide (5,9), une couleur moyenne élevée (34,5 U.H.), une faible alcalinité moyenne (15,2 µéq/l) et une teneur moyenne en sulfates de 41,6 µéq/l. L'analyse montre d'ailleurs une relation entre le rapport sulfates/alcalinité et les valeurs de pH pour les groupes de lacs; un rapport élevé correspond généralement à un pH faible (groupes 1, 5, 6 et 8) et un rapport faible est associé à un pH plus élevé (groupes 2, 3, 4 et 7).

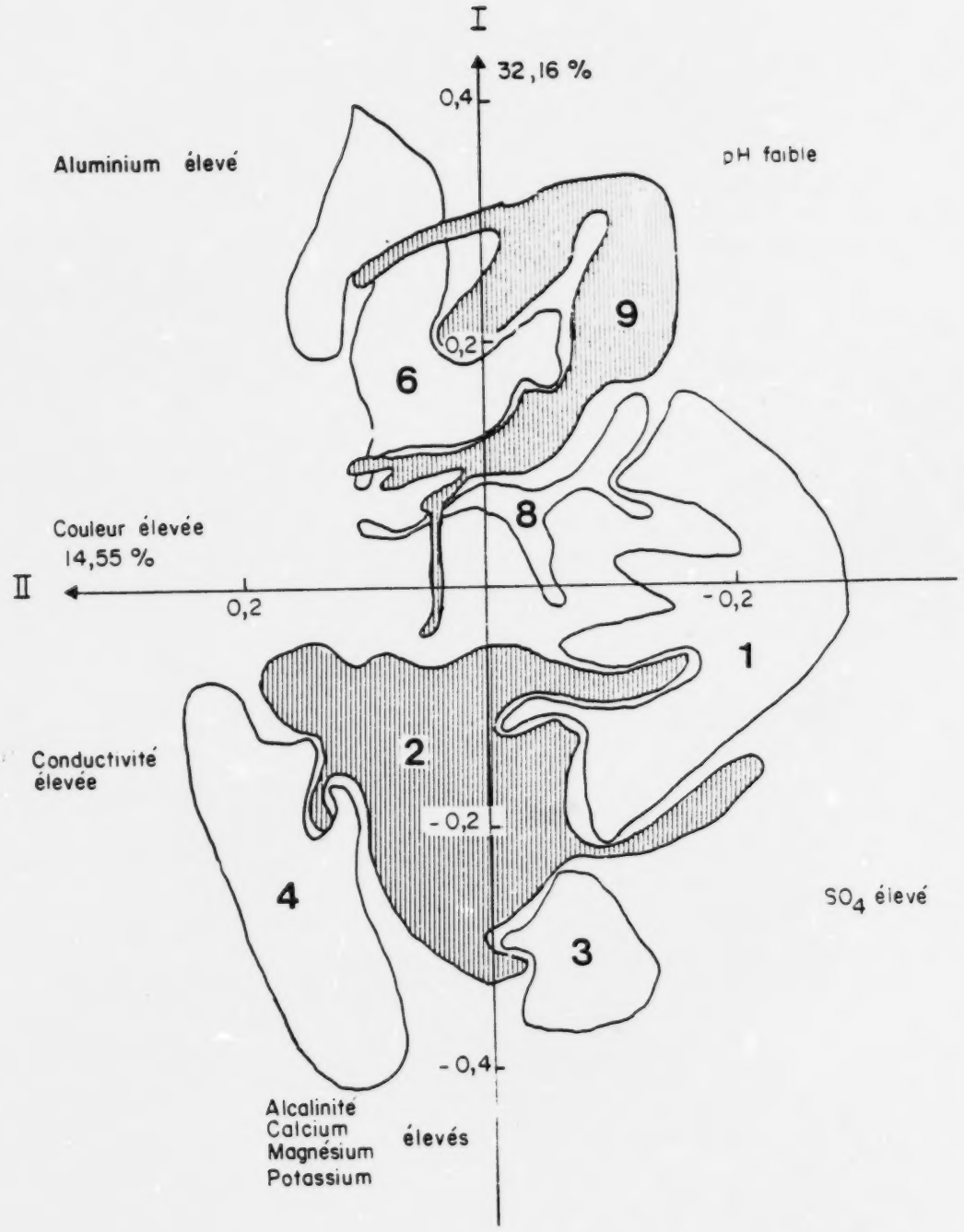


Figure 19 · Ordination des lacs dans l'espace réduit des composantes principales (axes I et II)

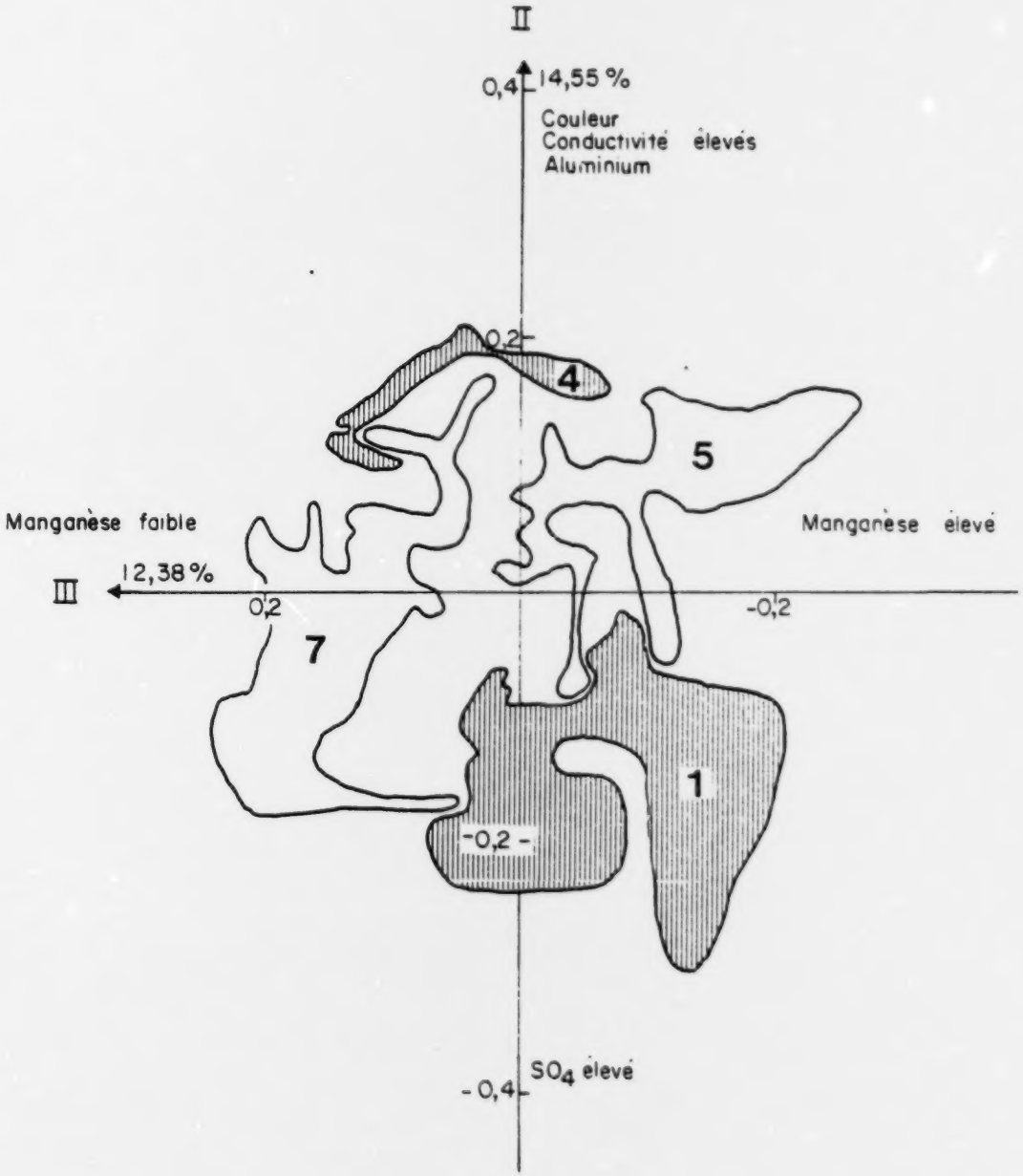
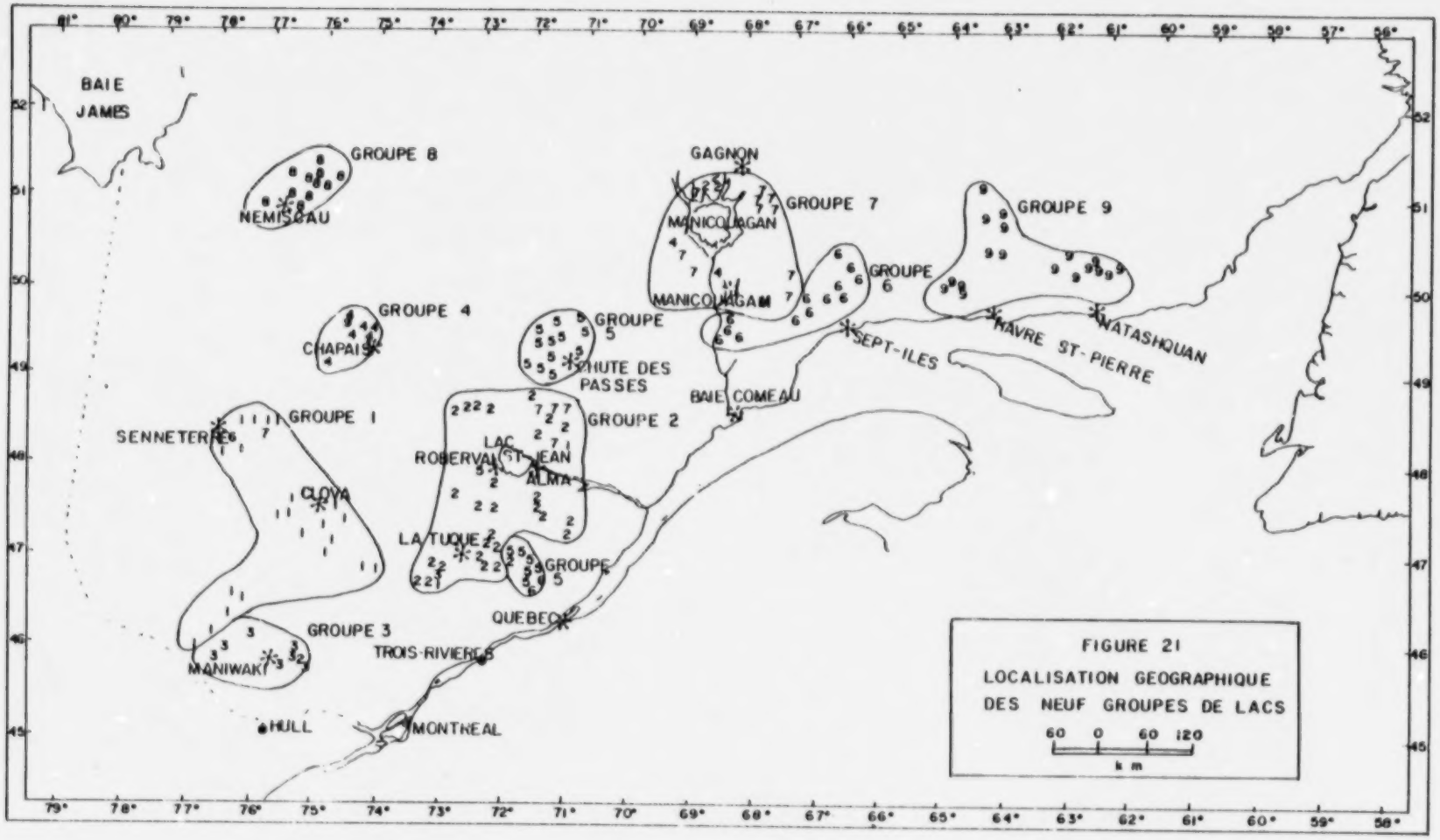


Figure 20· Ordination des lacs dans l'espace réduit des composantes principales (axes II et III)

TABLEAU XI

Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques pour chaque groupe de lacs. (Moyenne, écart-type et coefficient de variation)

Gr.	pH	Couleur (U.H.)	Conduct. (µS/cm)	Mg µéq/l	Cl µéq/l	SO_4 µéq/l	Alcalinité 10^{-6}/éq/l	Na µéq/l	K µéq/l	Ca µéq/l	NO_3 µéq/l	Al (µg/l)	Fe (µg/l)	Mn (µg/l)
1	5.6	12,9 ± 6,7 52%	16,7 ± 11,3 68%	37,8 ± 13,2 35%	8,5 ± 2,8 33%	97,9 ± 23,7 30%	21,4 ± 21,9 102%	26,1 ± 4,3 17%	10,2 ± 2,6 25%	84,8 ± 29,9 35%	0,16 ± 0,16 100%	57 ± 35 61%	29 ± 35 121%	18 ± 11 61%
2	6.4	29,6 ± 16,6 62%	47,2 ± 16,2 34%	39,5 ± 11,5 29%	8,5 ± 2,8 33%	62,5 ± 31,2 50%	65,2 ± 48,9 75%	30,4 ± 8,7 29%	10,2 ± 5,1 50%	129,7 ± 79,8 62%	0,16 ± 0,16 100%	57 ± 30 53%	180 ± 104 58%	15 ± 9 60%
3	7.0	10,1 ± 3,3 33%	50,0 ± 10,0 20%	71,5 ± 12,3 17%	8,5 ± 1,1 13%	133,3 ± 39,6 30%	205,8 ± 174,6 85%	30,4 ± 8,7 29%	15,3 ± 2,6 17%	369,3 ± 249,5 68%	0,16 ± 0,16 100%	20 ± 18 90%	71 ± 41 58%	8 ± 5 63%
4	6.6	37,9 ± 17,5 46%	54,8 ± 36,4 66%	148,8 ± 105,3 71%	14,1 ± 2,8 20%	33,3 ± 25,0 75%	411,2 ± 383,6 95%	30,4 ± 8,7 29%	10,2 ± 5,1 50%	369,3 ± 219,6 59%	0,48 ± 0,16 33%	150 ± 92 61%	27 ± 29 107%	8 ± 7 88%
5	5.9	34,5 ± 17,4 50%	37,1 ± 15,7 42%	24,7 ± 7,4 30%	11,3 ± 2,8 25%	41,6 ± 10,4 25%	15,2 ± 13,8 91%	17,4 ± 4,3 25%	7,7 ± 2,6 33%	64,9 ± 15,0 23%	0,48 ± 0,32 67%	140 ± 68 49%	172 ± 127 75%	20 ± 9 45%
6	5.0	38,1 ± 17,2 45%	61,6 ± 7,8 13%	18,1 ± 11,5 64%	11,3 ± 2,8 25%	31,2 ± 14,6 47%	1,4 ± 6,0 430%	17,4 ± 4,3 25%	2,6 ± 2,6 100%	39,9 ± 15,0 38%	0,16 ± 0,16 100%	317 ± 300 95%	141 ± 95 67%	14 ± 7 50%
7	6.0	15,4 ± 11,8 77%	58,0 ± 32,7 56%	25,5 ± 10,7 42%	5,6 ± 5,6 100%	33,3 ± 12,5 38%	32,6 ± 26,0 80%	21,7 ± 8,7 40%	5,1 ± 2,6 50%	69,9 ± 29,9 43%	0,32 ± 0,32 100%	119 ± 79 66%	70 ± 33 47%	5 ± 3 60%
8	5.6	14,6 ± 11,0 75%	9,9 ± 3,7 37%	14,0 ± 3,3 24%	16,9 ± 2,8 17%	64,5 ± 16,7 26%	23,7 ± 15,0 63%	30,4 ± 4,3 29%	5,1 ± 2,6 50%	44,9 ± 15,0 33%	0,32 ± 0,32 100%	103 ± 119 16%	154 ± 75 49%	10 ± 4 40%
9	5.5	20,9 ± 7,4 35%	48,9 ± 59,4 121%	17,3 ± 8,2 48%	19,7 ± 8,5 43%	20,8 ± 10,4 50%	21,2 ± 37,7 178%	26,1 ± 4,3 17%	2,6 ± 2,6 100%	44,9 ± 0,32 67%	0,32 ± 0,32 100%	124 ± 66 53%	9 ± 5 56%	8 ± 6 75%


BAIE JAMES
GROUPE 8
NEMISCAU
GAGNON
GROUPE 7
MANICOUAGAN
GROUPE 9
GROUPE 6
MANICOUAGAM
GROUPE 4
CHAPAIS
GROUPE 5
CHUTE DES PASSES
SEPT-ILES
HAVRE ST-PIERRE
NATASHQUAN
BAIE COMEAU
GROUPE 1
SENNETERRE
GROUPE 2
LAC ST-JEAN
ROBERVAL
ALMA
CLOVA
LA TUQUE
GROUPE 5
QUEBEC
GROUPE 3
TROIS-RIVIERES
MANIWAKI
HULL
MONTREAL
FIGURE 21
LOCALISATION GEOGRAPHIQUE
DES NEUF GROUPES DE LACS
60 0 60 120
km

6.4 Variabilité morphométrique du milieu

L'analyse discriminante de contingence permet d'interpréter la classification en neuf groupes en fonction de certains paramètres morphométriques. Cette analyse vise à corréler les caractéristiques physico-chimiques des groupes à d'autres descripteurs pouvant expliquer l'état des lacs: position géographique, altitude, profondeur, superficie, longueur, largeur, etc.

Le calcul du degré de dépendance (χ^2) a été effectué pour les deux niveaux de partition considérés (2 et 9 groupes) (tableau XII). Pour les deux niveaux, ce sont les mêmes paramètres qui sont significatifs pour expliquer la classification. En l'occurrence, la longitude, la latitude, l'altitude, la profondeur du lac au centre et le type de végétation des rives discriminent de façon significative la composition physico-chimique des lacs des différents groupes. L'appartenance à un bassin versant ou à une région hydrographique donnée explique également de façon significative la formation des groupes.

On note qu'un fort pourcentage des lacs de chaque groupe est regroupé en une même région géographique. Les groupes 1, 2 et 3, les plus méridionaux, sont caractérisés par une végétation mixte ou feuillue alors que les groupes 6, 7, 8 et 9 abritent surtout des conifères. Les groupes 4 et 5 sont intermédiaires, ce qui s'explique aisément par la stratification de la végétation en fonction de la latitude. De la même manière, l'altitude varie de façon significative d'un groupe à l'autre, ce qui est étroitement relié à la position géographique des lacs et à la géomorphologie du territoire. Le groupe 5 a la plupart de ses lacs à des altitudes supérieures à 497 m alors que les lacs des groupes 8 et 9 sont en territoire beaucoup plus plat (altitude 361 m). La profondeur au centre comme facteur explicatif de la classification est également liée à la géomorphologie du territoire; ce sont les groupes 6, 7 et 9 qui renferment le plus de lacs dont la profondeur est supérieure à 20,0 m alors que les groupes 1, 2 et 3 ont la majorité de leurs lacs avec une profondeur inférieure à 11,0 m.

En intégrant les données physico-chimiques et morphométriques significatives pour la classification en neuf groupes, on obtient une meilleure interprétation écologique de la variabilité du milieu. Ainsi, les résultats obtenus par toutes les étapes de l'analyse multidimensionnelle peuvent être résumés par un dendrogramme réduit (figure XII) où ont été portées les valeurs de discrimination pour les paramètres physico-chimiques et morphométriques caractéristiques des différentes branches. On peut alors utiliser ce dendrogramme comme une clef d'interprétation des groupes, indiquant les caractéristiques communes ou spécifiques aux différents points de fusion.

7.0 ÉVALUATION DU NIVEAU D'ACIDIFICATION DES LACS

Pour évaluer le niveau d'acidification des lacs, il est essentiel de considérer parallèlement plusieurs facteurs: le degré d'acidité naturel, l'intensité des dépôts acides, la sensibilité du milieu, le niveau de minéralisation, la perte d'alcalinité des eaux, l'intensité du lessivage des cations, etc. De nombreux modèles, intégrant deux ou plusieurs de ces facteurs, ont été suggérés par différents auteurs. Ces modèles empiriques permettent d'estimer et de prédire le niveau d'acidification d'un lac. Dans ce chapitre, nous vérifions pour les lacs du bouclier canadien, l'application des principaux modèles existants.

7.1 Estimation des pertes d'alcalinité dans les lacs

Comme mentionné précédemment, l'alcalinité est probablement le paramètre le plus important dans l'étude du phénomène de

TABLEAU XII

Carré de contingence (chi carré) et degré de liberté (d.l.) selon l'analyse discriminante de contingence

	1er NIVEAU (2 groupes)		2e NIVEAU (9 groupes)	
	chi carré (χ^2)	d.l.	chi carré (χ^2)	d.l.
Région hydrographique	21,74 **	1	128,01 **	24
Bassin versant	25,07 **	1	155,41 **	56
Vent	1,097	1	25,99	16
Végétation	37,26 **	1	58,33 **	8
Climat	2,51	2	20,37	16
Pente	3,30	2	25,91	16
Profondeur au centre	21,14 **	4	55,90 **	4
Profondeur photique	13,16	7	45,12	32
Latitude	33,96 **	1	132,30 **	40
Longitude	32,75 **	1	173,13 **	40
Altitude	26,53 **	11	73,75 **	32
Longueur	11,83	7	24,77	32
Largeur	8,30	4	45,64	56
Surface du lac	15,82	12	40,71	40
Surface du bassin	10,28	10	41,73	48

** $p \leq 0,01$
* $p \leq 0,05$

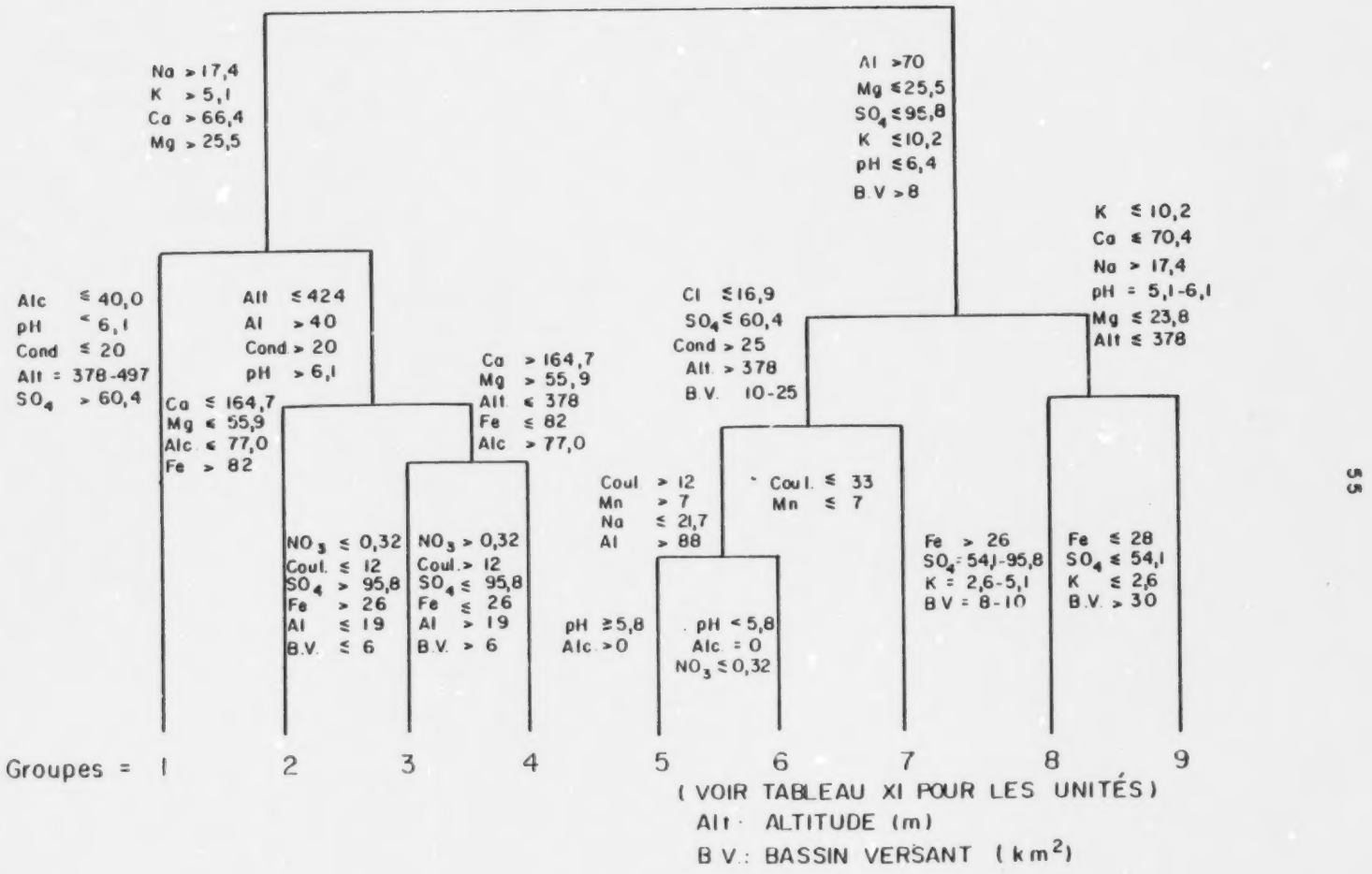


Figure 22 Dendrogramme réduit et clef d'interprétation des groupes

l'acidification. En milieu non affecté par les précipitations acides, c'est un paramètre beaucoup plus stable dans le temps que le pH. Certains modèles chimiques permettent d'estimer le déficit d'alcalinité pour des groupes de lacs, ce qui donne une indication du niveau d'acidification.

Relation alcalinité - somme des cations

La relation existant entre l'alcalinité et la somme des cations repose sur le principe de l'électroneutralité. Dans un lac, la condition d'électroneutralité s'exprime comme suit (Kramer et Tessier, 1982):

$$[H^+] + [NH_4^+] + 2[Ca^{+2}] + 2[Mg^{+2}] + [Na^+] + [K^+] = [HCO_3^-] + 2[SO_4^{-2}] + [Cl^-] + [NO_3^-]$$

Après correction pour la contribution marine et en assumant que les concentrations en nitrates et en ammonium sont négligeables, on obtient l'équation suivante:

$$[H^+] + 2[Ca^{+2}] + 2[Mg^{+2}] + [Na^+] + [K^+] = [HCO_3^-] + 2[SO_4^{-2}]$$

ou

$$[H^+] + \sum Z_I[M_I] = [HCO_3^-] + 2[SO_4^{-2}]$$

où M et Z représentent respectivement les cations (Ca, Mg, Na, K) et leur charge. Or, pour les lacs à bas pH (< 7), l'alcalinité totale s'exprime ainsi:

$$[Alc] = [HCO_3^-] - [H^+]$$

La relation entre l'alcalinité et la somme des cations peut donc s'écrire comme suit:

$$[Alc] = \sum Z_I[M_I] - 2[SO_4^{-2}]$$

où les concentrations exprimées en micro-équivalents/litre sont corrigées pour l'apport des sels marins. De façon générale, la droite de régression se calcule selon la formule suivante:

$$[Alc] = a + b\,[\sum \text{cations}] \quad (\text{en } \mu\text{éq/l})$$

où $[alc]$ = alcalinité
a = ordonnée à l'origine
b = pente
$[\sum \text{cations}]$ = somme des cations Ca, Mg, K et Na.

Dans un lac non affecté par les précipitations acides, la concentration en sulfates est négligeable et l'alcalinité totale est à peu près équivalente à la somme des cations. En effet, lors du processus d'altération des minéraux du bassin versant par l'acide carbonique, il y a libération de bicarbonates; pour chaque cation mis en solution, il y a une quantité équivalente d'anions HCO_3^- libérée. Comme la somme des cations libérés dans un lac non acidifié devrait résulter de l'action de l'acide carbonique, la relation graphique entre $\sum Z_I[M_I]$ et $[Alc]$ devrait donner une droite d'équivalence (pente = 1; ordonnée à l'origine = 0).

Par contre, dans un lac affecté par les précipitations acides, la concentration en sulfates n'est pas négligeable car l'ion SO_4^{-2} a tendance à remplacer l'ion HCO_3^-. Sur le graphique $[Alc]$ vs $\sum Z_I[M_I]$, une ordonnée à l'origine significativement négative indique que l'altération des minéraux n'est pas causée uniquement par l'acide carbonique, mais aussi par un acide fort tel que l'acide sulfurique (Bobée et coll., 1982; Kramer et Tessier, 1982).

Cette relation entre l'alcalinité et la somme des cations a été peu étudiée jusqu'à maintenant. Plusieurs auteurs ont toutefois examiné la relation entre l'alcalinité et le (calcium + magnésium), ces deux cations étant

beaucoup plus abondants que le potassium et le sodium. Ainsi, Almer et coll. (1978) ont vérifié cette relation sur des lacs de la Suède,, Dillon et coll. (1980) et Harvey et coll. (1981) sur des lacs du Canada et, plus récemment, Bobée et coll. (1983 et 1982) sur des lacs du Québec. Tous ces auteurs ont montré que les lacs situés dans des régions affectées par les pluies acides affichent un déficit d'alcalinité (ou un excès de cations). Au Québec, toutes les régions hydrographiques à l'exception du Nouveau-Québec (10), affichent un tel déficit d'alcalinité, lequel est plus accentué dans l'Outaouais et la Mauricie (Bobée et coll., 1983 et 1982).

Une vérification de la relation entre la somme des cations et l'alcalinité a été faite pour les lacs de notre territoire d'étude. On note d'abord que le coefficient de corrélation est élevé ($r \geq 0,75$), la pente (b) significativement inférieure à un et l'ordonnée à l'origine (a) significativement négative pour toutes les régions hydrographiques (tableau XIII). C'est dans la région hydrographique de l'Outaouais (04) que le déficit d'alcalinité semble le plus élevé ($a = -80.98$, $b = 0,63$, $r = 0,89$). La droite de régression calculée pour chaque région hydrographique et pour l'ensemble du territoire est par ailleurs toujours significativement différente de la droite d'équivalence (figure 23). Ces résultats suggèrent donc que toutes les régions hydrographiques étudiées affichent un déficit d'alcalinité significatif; on présume que ce déficit est causé par les précipitations acides.

Relation alcalinité - calcium

Dans l'estimation des pertes d'alcalinité, la relation alcalinité - calcium peut s'avérer intéressante pour des lacs où le calcium est le cation principal et où le rapport Ca/Mg est relativement constant (Thompson, 1980). Lorsqu'on ignore les cations Mg, Na et K, la relation entre l'alcalinité et la somme des cations est ainsi réduite à:

$$[Alc] = Zb^1[Ca^{+2}] - 2[SO_4^{-2}]$$

où b^1 devrait toujours être plus grand que un dans des lacs non affectés par les précipitations acides. La droite de régression entre l'alcalinité et le calcium se calcule donc comme suit:

$$[Alc] = a + b\,[Ca] \text{ (en µéq/l)}$$

où $[Alc]$ = alcalinité
a = ordonnée à l'origine
b = pente
$[Ca]$ = concentration en calcium

Les lacs de notre territoire d'étude répondent aux conditions d'application de la relation alcalinité - calcium; après correction pour la contribution marine, les concentrations en Ca sont en effet beaucoup plus importantes que celles des autres cations et le rapport Ca/Mg est constant (entre 2 et 4) pour plus de 70% des lacs. On a donc calculé pour chacune des régions hydrographiques les équations de régression linéaire entre l'alcalinité et le calcium.

La relation entre ces deux variables est tout aussi forte ($r = 0,76$ à $0,98$) que la relation alcalinité -somme des cations; la pente (b) se rapproche davantage de l'unité et les ordonnées à l'origine sont légèrement moins négatives. Comme pour la relation alcalinité - somme des cations, les droites de régression obtenues ont une ordonnée à l'origine significativement négative (figure 24), ce qui indique une perte d'alcalinité qui peut être attribuée à l'effet des précipitations acides (Thompson, 1980). Il faut noter que c'est encore une fois l'Outaouais (04) qui semble la plus affectée par l'acidification alors que la Côte-Nord (07) semble moins soumise à l'influence des précipitations acides. Ces résultats confirment ce que Bobée et coll. (1982) ont observé pour des lacs du Québec.

TABLEAU XIII

Paramètres de la régression linéaire calculée à partir de l'alcalinité et la somme des cations

Région hydrographique	a	b	r	n
04	-80,98*	0,63^{+}	0,89*	23
05	-53,04*	0,62^{+}	0,86*	25
06	-38,43**	0,50^{+}	0,75*	24
07	-27,50*	0,56^{+}	0,76*	63
08	-31,27*	0,56^{+}	0,90*	23
04 - 08	-27,30*	0,47^{+}	0,80*	158

$$[Alc] = a + b\,[\textstyle\sum \text{cations}] \quad \text{(en µéq/l)}$$

a = ordonnée à l'origine
b = pente
r = coefficient de corrélation
n = taille de l'échantillon
* = significativement différent de zéro au niveau de 1%
** = significativement différent de zéro au niveau de 5%
$^{+}$ = significativement différent de un au niveau de 1%

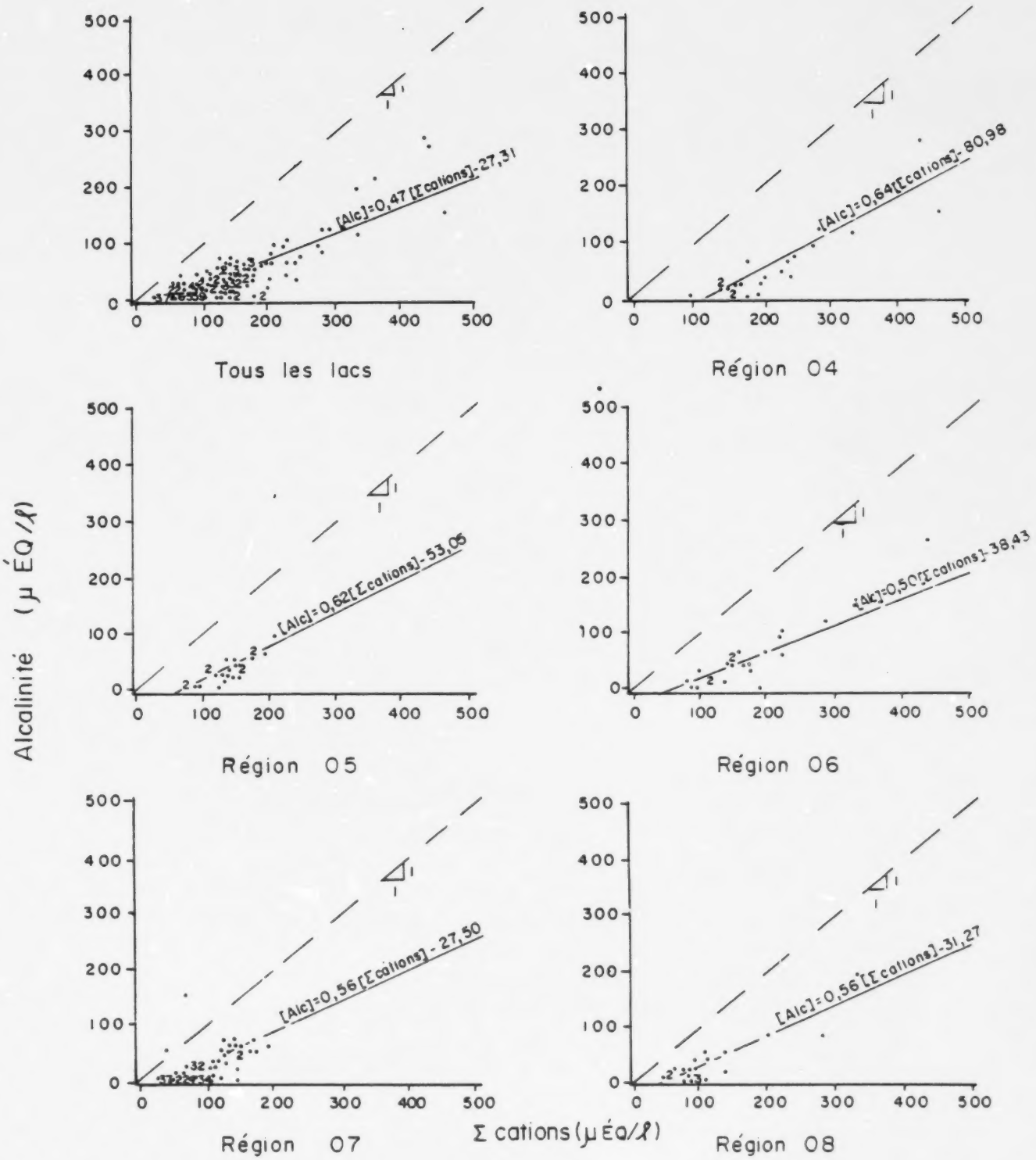


Figure 23. Variation de l'alcalinité en fonction de la somme des cations.

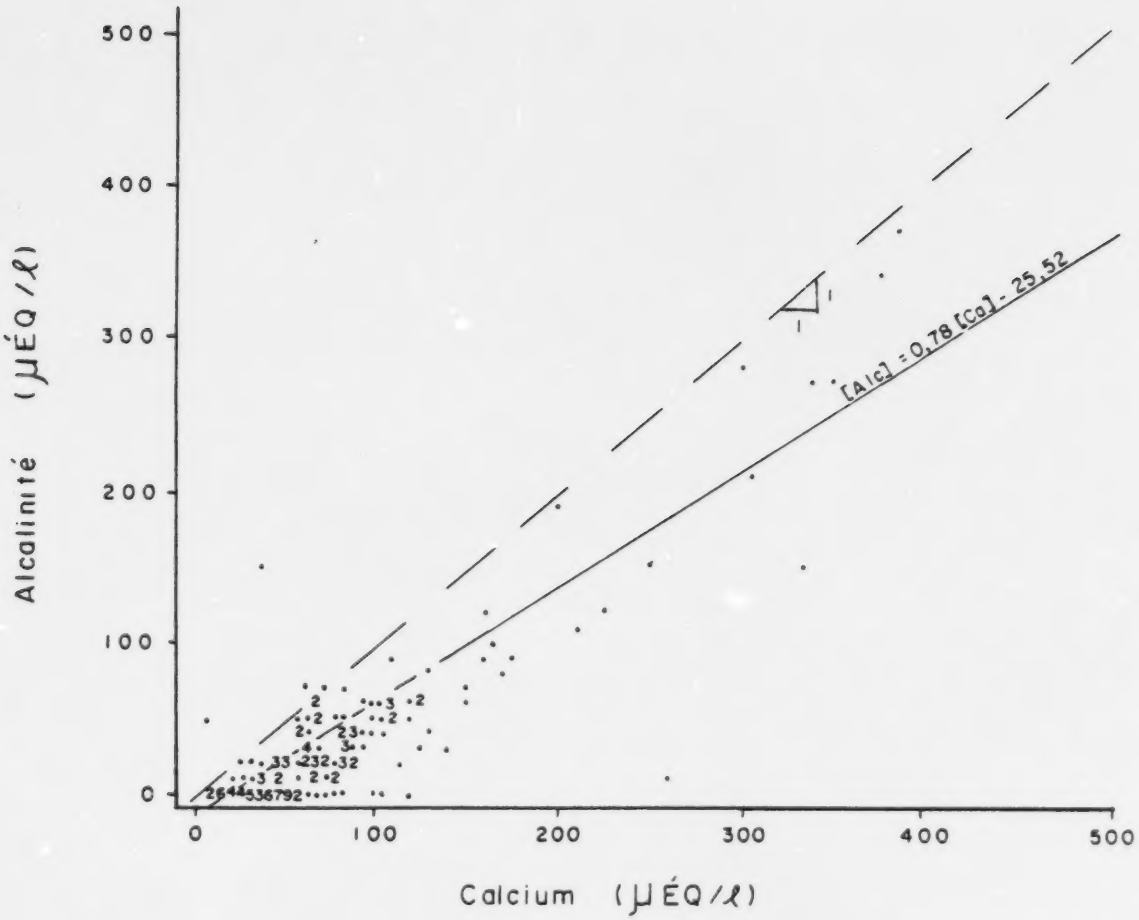


Figure 24. Variation de l'alcalinité en fonction du calcium pour tous les lacs.

Relation alcalinité - sulfates

Une des conséquences principales de l'acidification par les précipitations est le remplacement progressif des bicarbonates par les sulfates dans les eaux de surface, tandis que la concentration globale des cations et leurs proportions relatives demeurent sensiblement identiques.

Pour les lacs de notre territoire d'étude, c'est le rapport alcalinité/sulfates qui a été examiné (figure 25). Ce rapport entre les anions bicarbonates (≡ alcalinité à bas pH) et sulfates permet de vérifier l'importance de l'anion SO_4^{-2} dans les lacs. Dans un milieu non influencé par l'acidification, ce rapport devrait largement excéder l'unité (Dickson, 1975).

Dans notre territoire d'étude, plus de 70% des lacs ont un rapport inférieur ou égal à 1,0 et près de 40% ont un rapport inférieur ou égal à 0,25. Ces résultats témoignent d'un niveau élevé d'acidification sur l'ensemble du territoire québécois. Seuls quelques secteurs comme Chapais et Gagnon renferment plusieurs lacs dont le rapport alcalinité/sulfates reste élevé (> 2,0).

7.2 Estimation du niveau d'affectation des lacs par les retombées acides

Dans l'évaluation de l'importance du phénomène d'acidification des lacs, la concentration en sulfates dans les eaux est un paramètre très intéressant. Les concentrations naturelles étant très faibles au Québec, les sulfates proviennent en majeure partie des précipitations acides. Certains modèles chimiques impliquant les sulfates ont été ainsi élaborés pour estimer le degré d'affectation d'un cours d'eau par les dépôts acides.

Relation sulfates - (somme des cations - alcalinité)

Il a été vu précédemment que l'excès de cations par rapport à l'alcalinité est dû à un excès de sulfates dans les lacs acidifiés. Pour vérifier que cet apport supplémentaire de cations est bien dû à l'action de l'acide sulfurique présent dans les précipitations acides, il faut examiner la relation entre $[SO_4^{-2}]$ et l'excès en cations $[\sum$ cations - alcalinité$]$. Une droite de régression linéaire et le coefficient de corrélation entre ces deux variables ont donc été calculés pour l'ensemble des lacs et pour les régions hydrographiques couvertes par notre territoire d'étude (tableau XIV et figure 26).

La corrélation est nettement plus faible que celle observée entre alcalinité et somme des cations (tableau XIII). C'est dans la région de l'Outaouais (04) que la relation entre les sulfates et l'excès des cations est la plus forte. Pour toutes les régions hydrographiques sauf l'Abitibi/Baie James (08), l'excès de cations est supérieur à la concentration en sulfates; la majorité des lacs se situent en effet au-dessous de la droite d'équivalence, ce qui suggère que les sulfates ne sont pas seuls responsables de l'excès de cations. Le taux accru de lessivage des cations en milieu acide pourrait entre autres expliquer une partie de l'apport supplémentaire en cations. Dans la région 08, plusieurs lacs se situent au-dessus de la droite d'équivalence, ce qui signifie que la concentration en sulfates est supérieure à l'excès de cations; la corrélation entre les deux variables est d'ailleurs négative dans cette région. Cette situation pourrait s'expliquer par les lacs de la base de Chapais où l'alcalinité moyenne est élevée (435 µéq/l); plusieurs auteurs attribuent de telles situations à des erreurs analytiques (Harvey et coll., 1981, Bobée et coll., 1982) ou à une surestimation des sulfates ou une sous-estimation des cations.

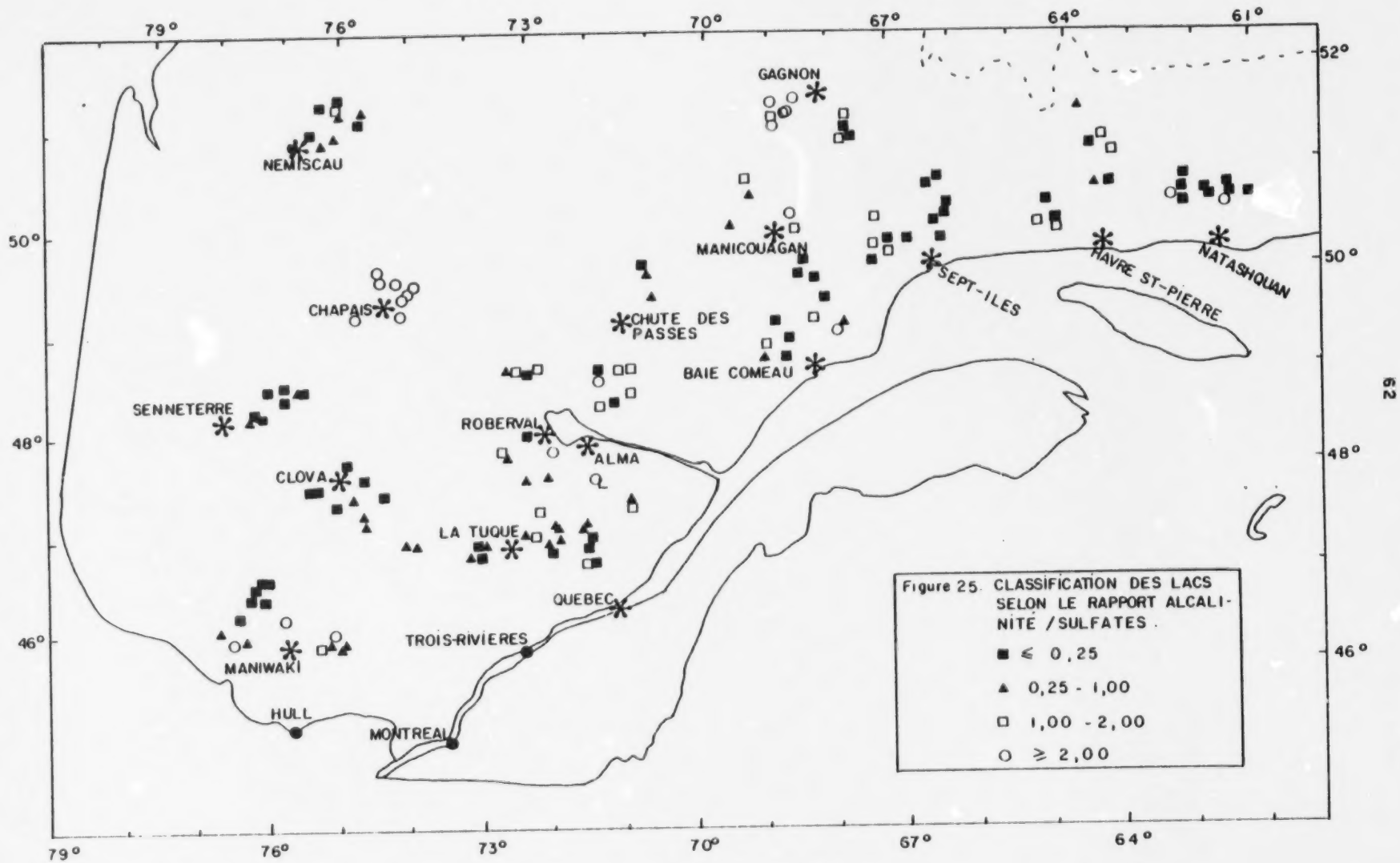

79°
76°
73°
70°
67°
64°
61°
52°
50°
48°
46°
NEMISCAU
GAGNON
MANICOUAGAN
CHAPAIS
CHUTE DES PASSES
BAIE COMEAU
SEPT-ILES
HAVRE ST-PIERRE
NATASHQUAN
SENNETERRE
ROBERVAL
ALMA
CLOVA
LA TUQUE
QUEBEC
TROIS-RIVIERES
MANIWAKI
HULL
MONTREAL
Figure 25. CLASSIFICATION DES LACS SELON LE RAPPORT ALCALINITÉ / SULFATES.
■ ≤ 0,25
▲ 0,25 - 1,00
□ 1,00 - 2,00
○ ≥ 2,00

TABLEAU XIV

Coefficients de corrélation entre les sulfates et l'excès en cations (somme des cations - alcalinité)

Région hydrographique	r	n
04	0,82*	23
05	0,50*	25
06	0,50*	23
07	0,68*	61
08	-0,37**	28
04 - 08	0,58*	160

r = coefficient de corrélation
n = taille de l'échantillon
* = significativement différent de zéro au niveau de 1%
** = significativement différent de zéro au niveau de 5%

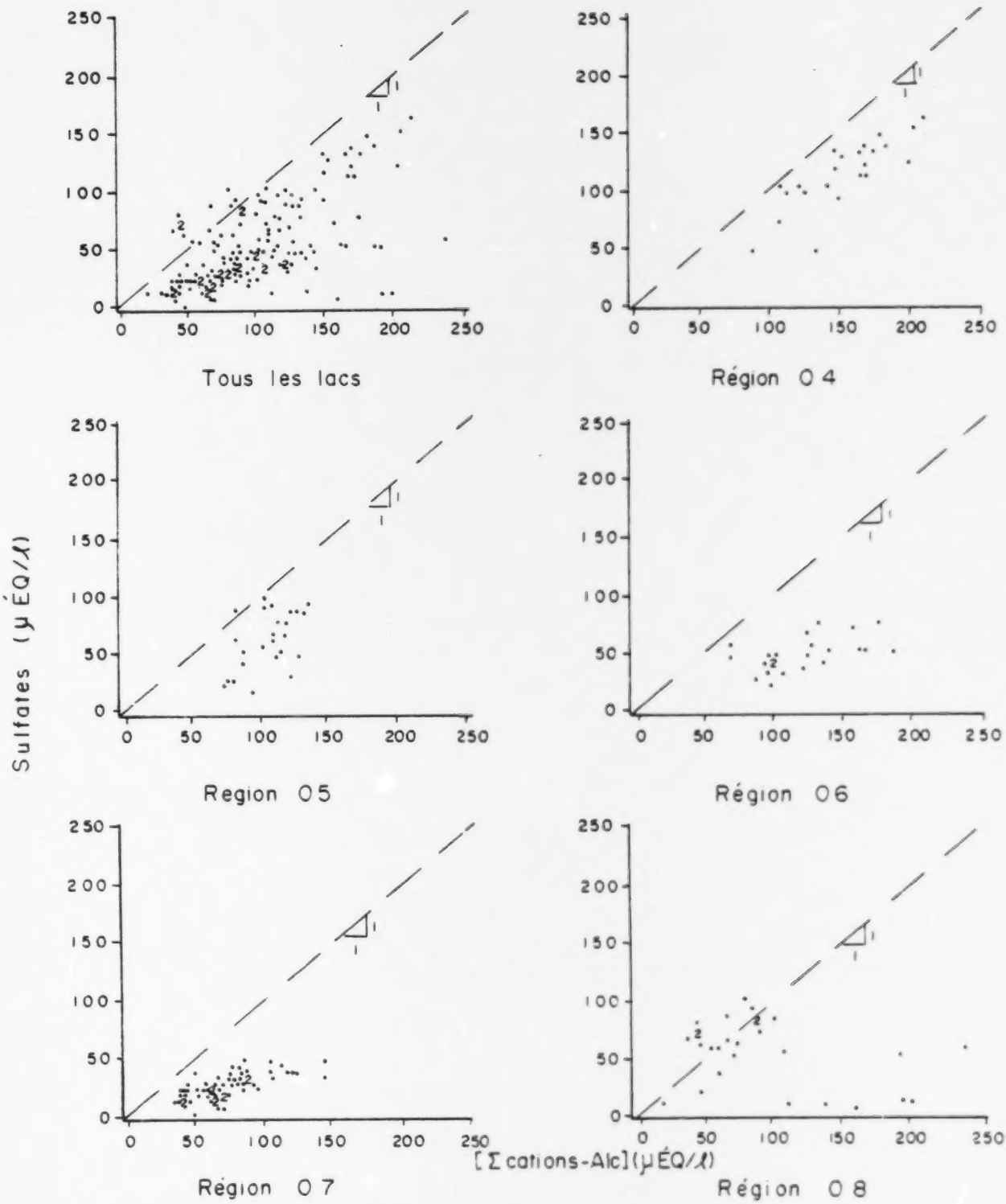


Figure 26. Variation des sulfates en fonction de [somme des cations - alcalinité]

De façon générale, il n'y a donc pas de correspondance exacte entre l'apport supplémentaire de cations et la teneur en sulfates dans les lacs de l'ensemble du territoire d'étude. Il faut donc croire que les précipitations acides ne soient pas seules responsables de l'excès de cations libéré dans les lacs étudiés; le lessivage accru des cations peut par exemple être lié à une augmentation de l'acidité naturelle d'un cours d'eau, comme par exemple dans la région de la Côte-Nord (07) et pourrait être relié à la présence d'acides organiques.

Relation sulfates - somme des cations

Afin de déterminer le degré d'affectation d'un lac par les précipitations acides, on a souvent utilisé la relation empirique de Henriksen (1980) entre les [sulfates] et le [calcium + magnésium]; le nomogramme de Henriksen a été construit à partir de données provenant de 719 lacs du sud de la Norvège dont les pH s'échelonnent d'une part entre 4,6 et 4,8 et d'autre part entre 5,2 et 5,4 (figure 27). Bobée et coll. (1982) ont appliqué ce modèle à des lacs du Québec (régions hydrographiques 04 à 08). Ils ont constaté que les droites de Henriksen, permettant de distinguer lacs acides, lacs de transition et lacs bicarbonatés, ne sont pas directement transposables aux lacs de tout le territoire québécois. Cette situation est attribuée à la trop grande étendue du territoire couvert, à un trop petit nombre de lacs échantillonnés en milieu où les dépôts atmosphériques acides sont importants et à un trop petit nombre de lacs répondant aux intervalles de pH 4,6 à 4,8 et 5,2 à 5,4.

Pour les lacs de notre territoire d'étude, la relation empirique entre les [sulfates] et la [somme des cations] a été examinée. Le calcium et le magnésium constituent les deux cations les plus abondants dans l'eau des lacs mais le sodium et le potassium constituent souvent des éléments dont les concentrations, corrigées pour les sels marins, ne sont pas négligeables. Thompson et Hutton (1981) ont examiné la relation [sulfates] vs [somme des cations] pour plusieurs lacs répartis à travers le Canada.

La relation entre les teneurs en sulfates et la somme des cations est basée sur le principe d'électroneutralité ($\sum$ cations $\equiv \sum$ anions) et sur la correction à effectuer pour la contribution marine; on obtient alors l'équation suivante:

$$[SO_4^{-2}] = [\sum \text{cations}] - [HCO_3^-] + [H^+] \quad \mu\text{éq/l}$$

Dans un graphique des [sulfates] vs $\sum$ cations (figure 28), la droite d'équivalence passant par l'origine décrit les cas où $[HCO_3^-] = [H^+]$, ce qui entraîne que $[SO_4^{-2}] = [\sum \text{cations}]$. Elle sépare le diagramme en deux sections: les lacs bicarbonatés où $[HCO_3^-] > [H^+]$ se retrouvent au-dessus de la droite d'équivalence et la distance au-dessus de la droite détermine la valeur de l'alcalinité; les lacs acides où $[HCO_3^-] < [H^+]$ sont sous la droite d'équivalence, ce qui indique qu'un autre cation (présumément H^+) est présent pour assurer l'électroneutralité. Lorsque la pression partielle de CO_2 est comparable, les droites parallèles à la droite d'équivalence sont des isolignes de pH (Thompson et Hutton, 1981).

Dans notre territoire d'étude, la presque totalité des lacs est située au-dessus de la droite d'équivalence, indiquant des réserves suffisantes d'alcalinité. Seuls neuf lacs de la région hydrographique de l'Abitibi-Baie James (08), plus particulièrement près de Némiscau, affichent un excès de $[SO_4^{-2}]$ par rapport à la somme des cations; les lacs de ce secteur ont d'ailleurs une alcalinité très faible et un taux important de dépôts atmosphériques acides. Il faut noter que les lacs de la région de l'Outaouais (04) ont tous un excès de cations, bien que leur taux de $[SO_4^{-2}]$ soit le plus élevé sur le territoire. D'autre part, la transposition des isolignes

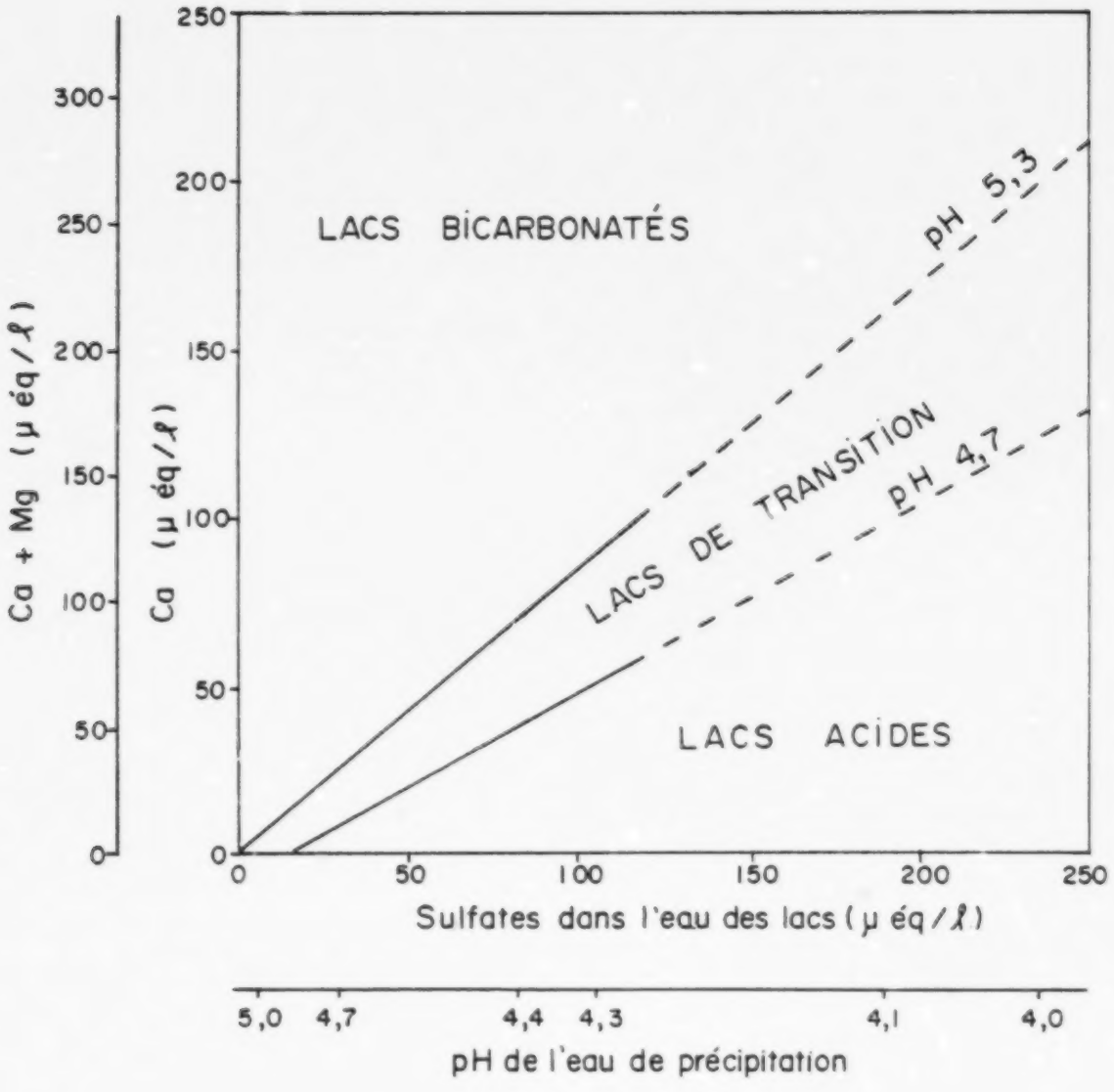


Figure 27. Nomogramme permettant de prédire le pH des lacs à partir du pH des précipitations ou des concentrations en sulfates et des concentrations en calcium et / ou Magnésium

(d'après Henriksen , 1980)

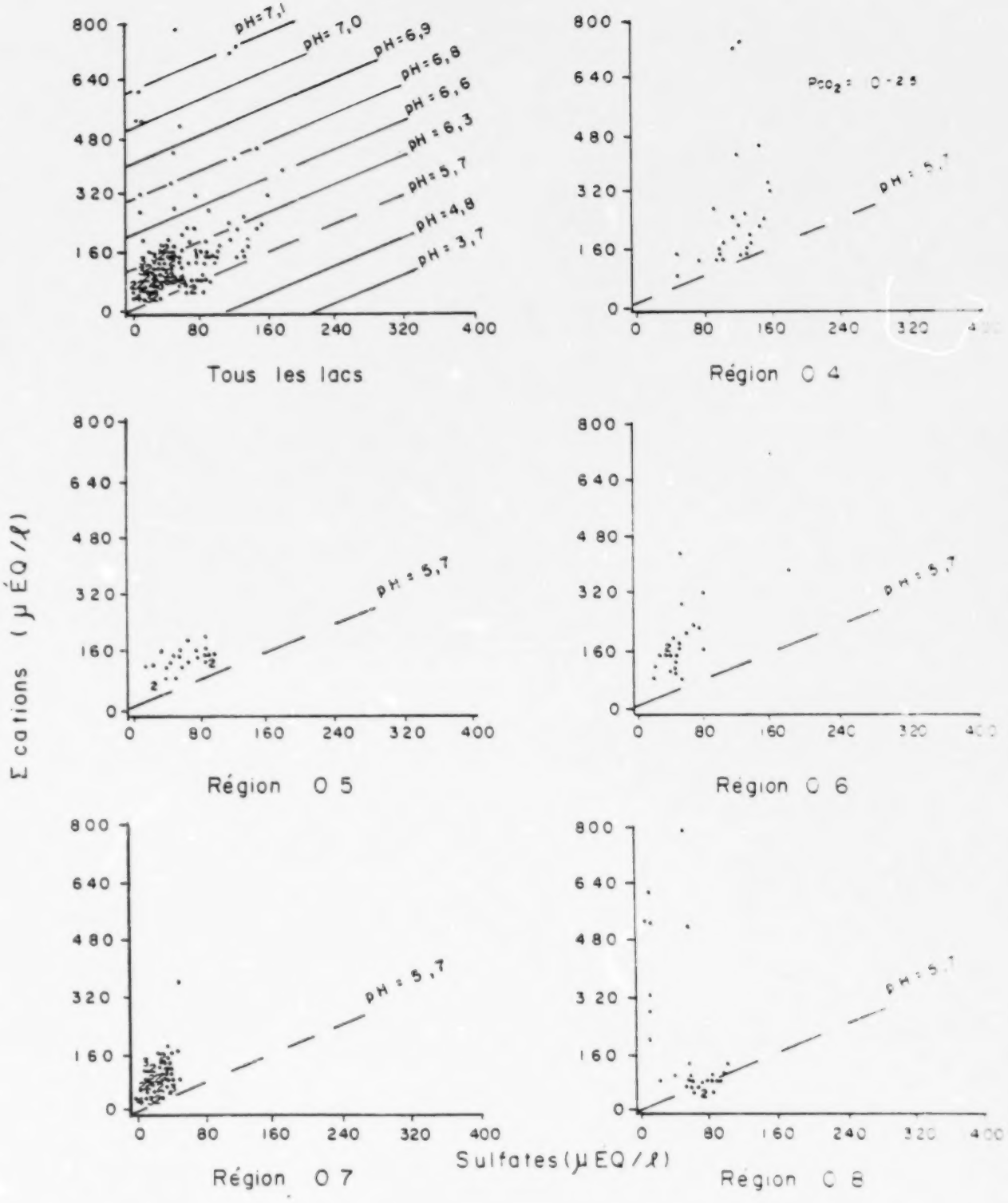


Figure 28. Variation de la somme des cations en fonction des sulfates

de pH selon le modèle de Thompson et Hutton (1981) permet d'illustrer la modification prévisible du niveau d'acidification en fonction de la variation des teneurs en sulfates ou en cations dans le lac.

7.3 Estimation du degré d'acidité des lacs

Le degré d'acidité d'un lac est déterminé par le pH, lequel mesure la concentration en ions H^+ du lac. Cette concentration est cependant très variable dans le temps et elle représente mal l'évolution de l'acidification durant les premiers stades. En conséquence, plusieurs auteurs ont vérifié des relations empiriques entre le pH et d'autres paramètres et certains modèles chimiques ont ainsi été développés.

Relation pH - calcium

Dans les lacs oligotrophes, l'alcalinité est proportionnelle à la somme des concentrations de calcium et de magnésium et au pH. Pour des eaux bicarbonatées calciques où le rapport $[Ca^{+2}]/[Mg^{+2}]$ est constant, on peut donc établir une relation linéaire entre le pH et les concentrations de calcium seulement. Henriksen (1979) a établi une courbe empirique du pH en fonction du calcium, laquelle se traduit par l'équation suivante:

$$pH = 2,8 + 1,7 \log [Ca^{+2}] \quad (\mu éq/l)$$

Cette courbe, obtenue à partir des données de plusieurs centaines de lacs de la Norvège où les concentrations de calcium se situent entre 0 et 300 µéq/l, permet de distinguer les lacs acidifiés des lacs non acidifiés. Ce modèle a été appliqué aussi pour des lacs du Labrador (Thompson, 1980), du Canada (Harvey et coll., 1981) et du Québec (Environnement Canada, 1980 et Bobée et coll., 1982).

Des graphiques pH vs log $[Ca^{+2}]$ ont été construits pour l'ensemble des lacs et pour chaque région hydrographique couverte par la présente étude (figure 29). La droite de Henriksen (1979) a été reproduite sur chaque graphique afin de distinguer les lacs acidifiés des lacs non acidifiés. Pour l'ensemble du territoire, la droite de régression divise en nombre à peu près égal les lacs acidifiés au-dessus et les lacs non acidifiés en-dessous. Ces résultats semblent différents de ceux obtenus par Bobée et coll. (1982) pour qui les lacs du bouclier apparaissaient en grande majorité acidifiés; cette différence s'explique toutefois aisément par l'étendue de l'échantillonnage: dans notre étude, les régions hydrographiques 04 à 08 sont également représentées alors que dans celle de Bobée et coll. (1982) les régions 04 et 05 étaient surreprésentées par rapport surtout à la région 07.

A l'examen des courbes pH vs log $[Ca^{+2}]$ pour chaque région hydrographique, il ressort que c'est dans les régions de l'Outaouais (04) et de l'Abitibi/Baie James (08) que l'on retrouve les plus grandes proportions de lacs acidifiés. Dans le Saguenay - Lac St-Jean et la Côte-Nord (06 et 07), les lacs sont presque également répartis de chaque côté de la droite de Henriksen, indiquant que ces régions seraient moins affectées par les précipitations acides.

La relation pH vs log $[Ca^{+2}]$ appliquée aux lacs de notre territoire d'étude permet donc d'identifier les régions les plus acidifiées; on doit toutefois se rappeler que le modèle de Henriksen n'est pas transposable pour des lacs ayant des concentrations élevées de calcium (> 300 µéq/l). Il n'y a toutefois que treize (13) lacs sur tout le territoire dont les concentrations dépassent ce seuil.

Relation pH - somme des cations

Dans une revue des principaux modèles chimiques de l'acidification, Kramer et

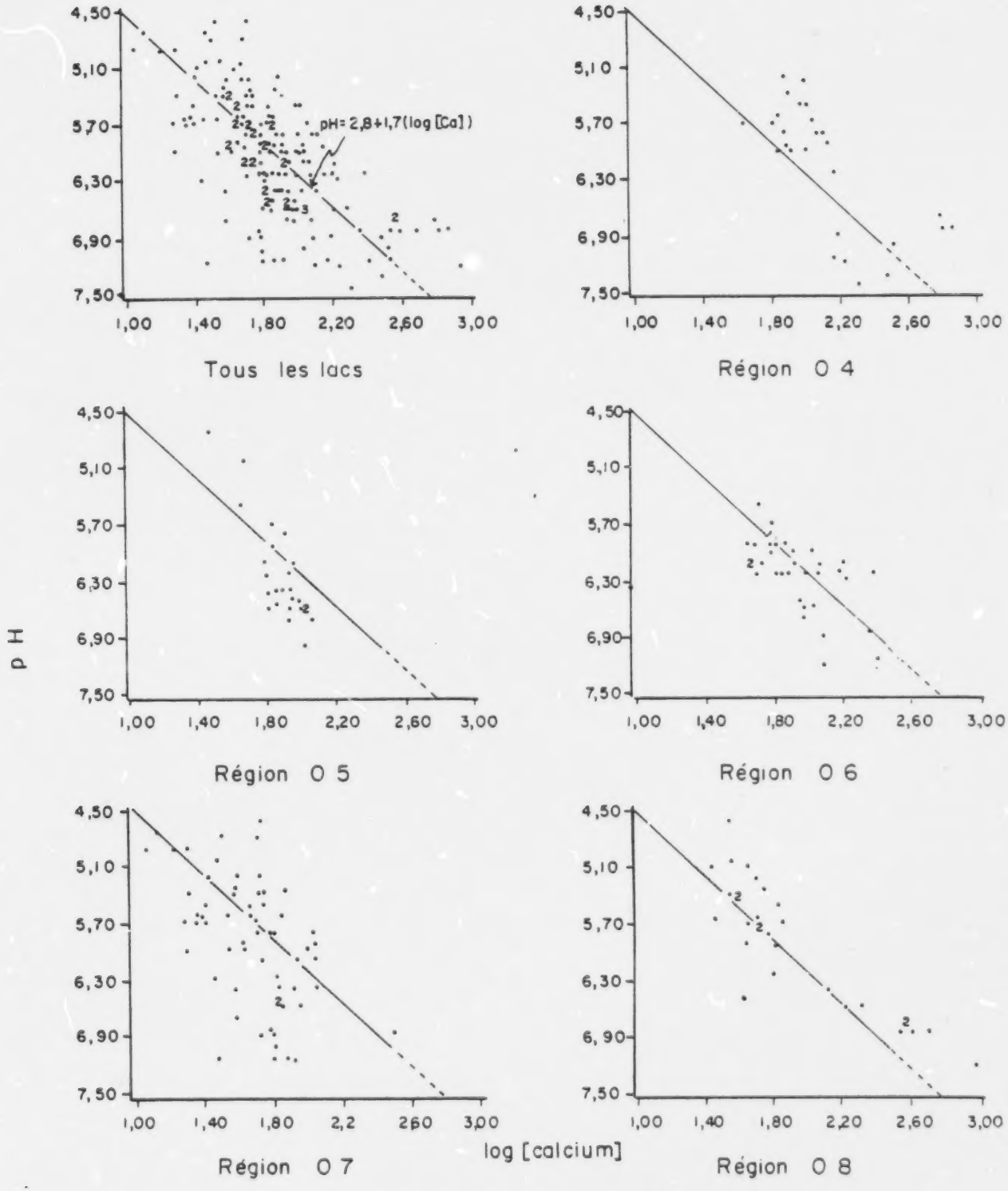


Figure 29 . Variation du pH en fonction du log [calcium]

Tessier (1982) suggèrent d'utiliser le pH et la somme des cations comme variables pour construire une courbe empirique semblable à celle de Henriksen. Ce modèle s'appuie sur le principe d'équilibre entre le CO_2 et l'eau atmosphérique:

$$CO_2 (g) + H_2O = H_2CO_3;\ K_H$$

$$H_2CO_3 = HCO_3^- + H^+;\ K_1$$

où K_1 et K_H sont les constantes d'équilibre de chacune des réactions; à partir de ces deux équations on obtient:

$$K = K_H K_1 = \frac{[HCO_3^-]\,[H^+]}{P_{CO_2}}$$

Or, en l'absence de H^+ en excès, on observe

$$[\sum \text{ cations}] = [HCO_3^-],$$

ce qui amène la relation suivante:

$$\begin{aligned} pH &= \log (\sum \text{ cations}) - \log K - \log P_{CO_2} \\ &= \log (\sum \text{ cations}) - \log (10^{-7,8}) - \log (10^{-2,5}) \\ &= \log (\sum \text{ cations}) + 7,8 + 2,5 \\ &= 10,3 + \log (\sum \text{ cations}) \end{aligned}$$

On a supposé que la pression partielle CO_2 dans l'eau est 10 fois plus élevée que celle de l'air. Lorsque les cations sont exprimés en µéq/l, l'équation devient:

$$pH = 10,3 + \log (\sum \text{ cations}) - 6$$

$$\text{donc } pH = 4,3 + \log (\sum \text{ cations})$$

En portant sur un graphique le pH vs log ($\sum$ cations) et en traçant la droite obtenue à l'aide de l'équation précédente (figure 30), on peut distinguer les lacs acidifiés des lacs non acidifiés. Les points situés en haut de la droite représentent les lacs où des sources de H^+ autres que l'acide carbonique (présumément le H_2SO_4 des précipitations acides) ont contribué aux processus d'altération chimique. Les points situés sous la droite représentent des lacs où il existe des processus de neutralisation du H^+ (par exemple les réactions de réduction) autres que ceux de l'acide carbonique.

En vertu de ce modèle, le nombre de lacs acidifiés sur tout le territoire d'étude est plus élevé que selon le modèle pH vs (Log Ca); pour toutes les régions hydrographiques, le nombre de lacs au-dessus de la droite a augmenté par rapport au modèle de Henriksen (1979). Il est toutefois important de noter que tous les lacs de la région Abitibi - Baie James sont présumément acidifiés selon le modèle pH vs log ($\sum$ cations). Les régions les moins affectées demeurent le Saguenay - Lac St-Jean (06) et la Côte-Nord (07).

Le même modèle a été appliqué par Bobée et coll. (1983) sur 158 lacs de la partie sud-est du Bouclier canadien entre la rivière des Outaouais et la rivière Saguenay. La presque totalité des lacs échantillonnés étaient localisés au-dessus de la droite de régression, suggérant que des dépôts acides ont pu contribuer à l'altération chimique des minéraux.

Relation pH - métaux lourds

Comme il a été mentionné précédemment, la solubilité de certains métaux lourds comme l'aluminium, le fer et le manganèse peut augmenter substantiellement dans des eaux acides. Plusieurs auteurs ont observé des concentrations élevées de ces métaux dans les lacs et cours d'eau acidifés (Driscoll et coll., 1980; Almer et coll., 1978; Harvey et coll., 1981).

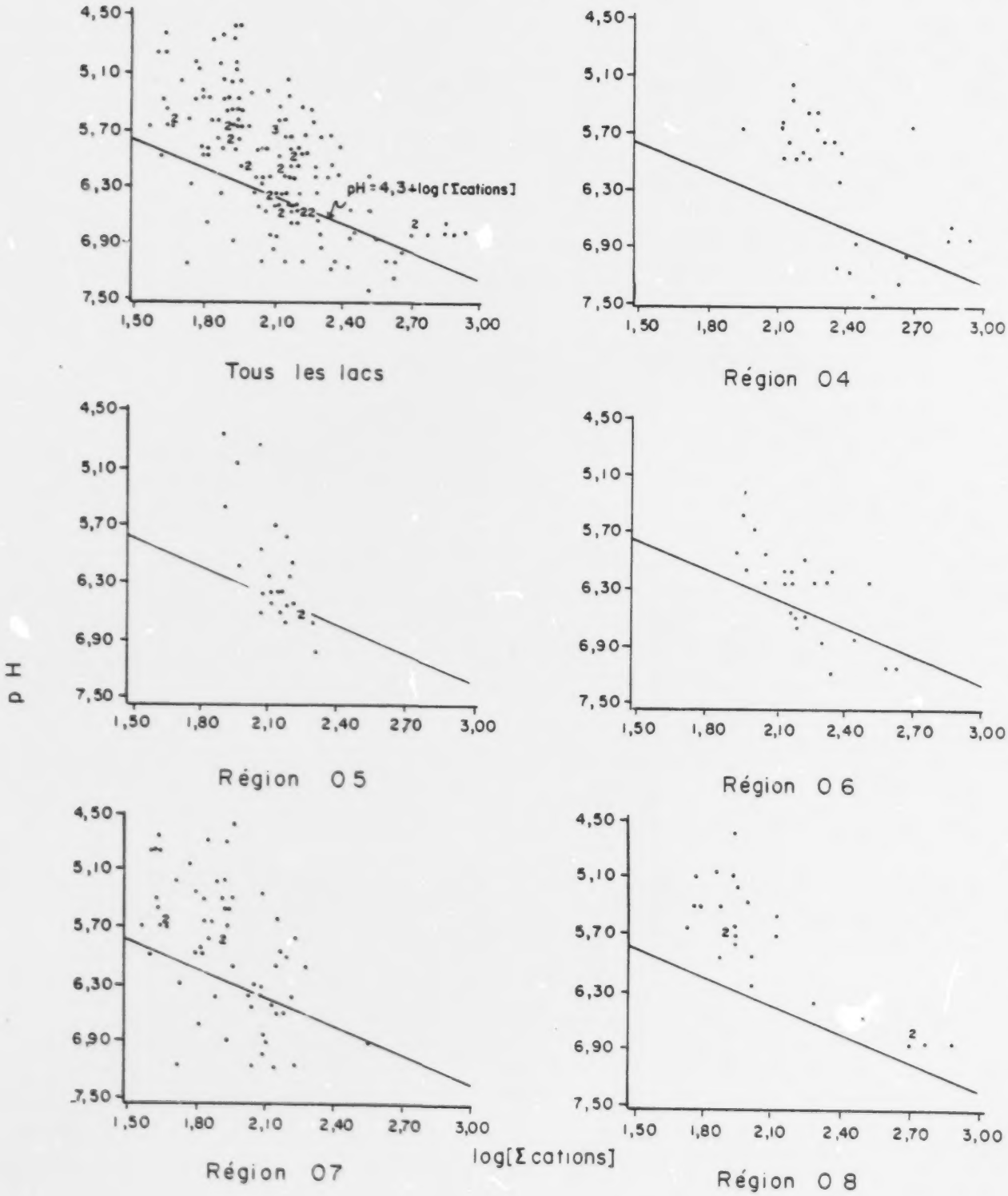


Figure 30. Variation du pH en fonction du log [Σ cations]

Dans les eaux du bouclier canadien, les concentrations de ces trois métaux varient beaucoup en fonction des teneurs en matières organiques; ils peuvent se lier facilement avec des agents complexants comme la matière organique. Leur concentration est également très liée à la géologie du bassin versant, plus particulièrement en ce qui concerne l'aluminium et le fer. Les relations empiriques entre le pH et les métaux lourds sont donc très souvent masquées, plus particulièrement lorsque les métaux sont mesurés sous leur forme totale non filtrée. Certains auteurs (Wright et coll., 1980 et Harvey et coll., 1981) ont toutefois obtenu une relation linéaire significative entre le pH et l'aluminium total dissous, à partir de données récoltées en Europe et en Amérique du Nord.

Les relations graphiques entre le pH et chacun des trois métaux (aluminium, fer et manganèse) ont été examinées pour les lacs de notre territoire d'étude. Chacun de ces graphiques présente un nuage de points dans lequel aucune relation linéaire apparente ne peut être décelée. De même, Bobée et coll. (1982) n'ont obtenu aucune relation linéaire significative entre ces variables pour les lacs du Québec. Il faut toutefois noter que c'est sous leur forme totale non filtrée que les métaux ont été mesurés dans ces deux études.

Il faut donc souligner que, bien qu'il ait été démontré que les eaux acides entraînent une plus grande solubilité des métaux, l'acidité des eaux n'est pas nécessairement le facteur le plus déterminant eu égard aux concentrations de métaux lourds.

7.4 Intégration du niveau actuel d'acidification

Dans la présente section, il convient de cumuler toutes les informations obtenues par l'application des différents modèles afin d'obtenir une évaluation générale du niveau d'acidification. Cette évaluation doit également tenir compte de la valeur des principaux paramètres indicateurs d'acidification. L'information disponible est donc regroupée dans le tableau XV qui présente, pour chaque région hydrographique, une synthèse des niveaux d'acidification mesurés à partir des différents indices utilisés.

En considérant l'ensemble des indices, on note que ce sont les régions hydrographiques de l'Outaouais (04) et de l'Abitibi-Baie James (08) qui sont les plus fortement affectées par les précipitations acides. Ce sont d'ailleurs deux régions où le pH des lacs est très bas et où le taux de sulfates dans les eaux est important. La région de La Mauricie (05) est également très affectée par le transport à grande distance des polluants atmosphériques, mais l'équilibre chimique des eaux n'est pas aussi modifié que dans les deux régions précédentes. Enfin, les régions du Saguenay -Lac St-Jean (06) et de la Côte-Nord (07) sont nettement moins affectées par l'acidification que le reste de notre territoire d'étude. Le Saguenay - Lac St-Jean semble beaucoup moins vulnérable, alors que sur la Côte-Nord le pH acide des lacs n'est pas dû principalement aux précipitations car les retombées acides sont faibles dans ce secteur.

Ces résultats concordent dans l'ensemble avec les résultats de Bobée et coll. (1982) et ceux d'Environnement Canada (1980). Ces deux études classent toutefois la région de La Mauricie (05) comme plus acidifiée que l'Abitibi-Baie James (08), alors que notre analyse suggère l'inverse. Il faut noter que dans les deux références mentionnées, la région 08 était nettement sous-représentée dans l'échantillonnage, alors que notre protocole d'échantillonnage respectait la superficie de chacune des régions hydrographiques. Dans l'étude récente publiée par Bobée et coll. (1983) sur des lacs du sud du Québec, ce sont les réserves des Laurentides, Portneuf et St-Maurice qui sont apparues comme les plus sensibles à l'acidification.

TABLEAU XV

Évaluation générale du niveau d'acidification

INDICES	RÉGIONS HYDROGRAPHIQUES					
	04	05	06	07	08	04-08
1- pH	**	**	*	***	***	**
2- pH vs $[Ca^{+2}]$	***	*	**	**	***	**
3- pH vs [$\sum$ cations]	***	**	**	**	***	**
4- pH vs [Al, Mn, Fe]	*	*	*	*	*	*
5- Alc vs [$\sum$ cations]	***	***	**	**	**	**
6- Alc vs [Ca]	***	***	**	*	**	**
7- Alc / $[SO_4]$	***	**	**	**	**	**
8- $[SO_4]$	***	**	**	*	**	**
9- $[SO_4]$ vs [$\sum$ cations]	*	*	*	*	**	*
10- $[SO_4]$ vs [$\sum$ cations - Alc]	*	*	*	*	**	*

*** Fortement acidifié

** Moyennement acidifié

* Peu acidifié

7.5 Prédiction du niveau futur d'acidification

Quelques modèles ont été développés pour prédire le niveau futur d'acidification des lacs d'une région à partir de la qualité physico-chimique actuelle des eaux de surface et des précipitations. Thompson et Bennett (1980) ont développé une équation permettant de prédire le pH d'une eau lacustre en faisant varier sa teneur en sulfates. Par ailleurs, Hesslein (1979) a développé un modèle prévisionnel basé essentiellement sur la perte d'alcalinité d'un lac suite à une augmentation de l'apport annuel en ions H+ des précipitations.

Le modèle de Thompson et Bennett (1980) a été appliqué pour les lacs de notre territoire d'étude. Ce modèle tient compte de l'équilibre sulfates-bicarbonates des lacs; il est calculé selon l'équation suivante:

$$[H^+]_1 = \frac{[H^+]\,[HCO_3^-]}{[HCO_3^-] + [SO_4^{-2}] - [SO_4^{-2}]_1}$$

où l'indice 1 est employé pour désigner la concentration obtenue à une date antérieure ou ultérieure. Les résultats de l'application de ce modèle montrent qu'une augmentation de la teneur en sulfates dans les lacs entraînerait une acidification rapide de la majorité des lacs du territoire (tableau XVI). Avec une augmentation de 50% de la teneur en sulfates dans les lacs, près de la moitié des lacs aurait un pH inférieur à 4,50. Par contre, une diminution de moitié de la teneur en sulfates amènerait une hausse sensible du nombre de lacs bien tamponnés (pH > 6,50).

PARTIE III
COMPOSITION ET STRUCTURE DES COMMUNAUTÉS BIOLOGIQUES

Comme il a été mentionné au chapitre 4.0, l'inventaire biologique a été réalisé sur un sous-échantillon d'une quarantaine de lacs répartis sur tout le territoire échantillonné. Sur les lacs sélectionnés, l'échantillonnage des communautés biologiques s'est fait en même temps que celui de la physico-chimie de l'eau, soit à une période théoriquement peu propice pour des inventaires biologiques (septembre). Par ailleurs, une seule visite a été effectuée à chaque lac, ce qui empêche d'évaluer la variabilité temporelle intra-lacs des communautés lacustres. Compte tenu des considérations ci-dessus mentionnées, les données biologiques recueillies dans le cadre de cet inventaire ne peuvent en aucune façon donner une image réelle et complète des communautés lacustres présentes dans les lacs échantillonnés. Elles sont trop fragmentaires et elles doivent être complétées par des données provenant d'un plus grand nombre de lacs et par des séries temporelles. Néanmoins, les résultats présentés dans cette troisième partie du rapport permettent dans certains cas de déceler les tendances observées dans la composition et la structure des communautés lacustres eu égard à la qualité physico-chimique de l'eau des lacs.

8.0 LES POISSONS

L'inventaire ichtyologique a porté sur trente-huit lacs (annexe D). Un seul filet a été posé dans chaque lac et l'effort moyen de pêche a été de 21,8 heures. Dans un même lac, le nombre maximum de prises a été de 56 en 23 heures (parc des Laurentides). L'espèce la plus fréquente est Salvelinus fontinalis, que l'on retrouve dans 53% des lacs. Deux autres espèces, Catostomus commersoni et Esox lucius, sont présentes dans 26% et 21% des lacs respectivement. Au total, treize (13) espèces différentes ont été rencontrées alors que le nombre maximum d'espèces rencontrées dans un lac a été de quatre (4).

Afin de comparer les résultats de pêche des lacs entre eux, il est utile de pondérer le nombre de prises en fonction de la durée de

TABLEAU XVI

Prédiction du niveau futur d'acidification des lacs du territoire d'étude selon le modèle de Thompson et Bennett (1980)

pH des lacs	Fréquence relative des lacs (%)				
	$\frac{SO_{4i}}{SO_4} = 0,5$*	$\frac{SO_{4i}}{SO_4} = 0,75$	$\frac{SO_{4i}}{SO_4} = 1,0$	$\frac{SO_{4i}}{SO_4} = 1,25$	$\frac{SO_{4i}}{SO_4} = 1,50$
≤4,50				33,9	48,8
4,51 à 5,00	2,4	4,1	6,6	6,5	2,9
5,01 à 5,50	5,3	4,1	14,9	8,3	5,9
5,51 à 6,00	13,5	21,2	29,3	11,9	10,6
6,01 à 6,50	35,9	32,4	23,8	16,7	13,5
6,51 à 7,00	28,2	25,9	18,2	16,7	14,7
7,00	14,7	12,4	7,2	6,0	3,5
N (nombre de lacs)	170	170	181	168	170

*SO_{4i} : concentration ultérieure ou antérieure.
SO_4 : concentration actuelle.

pêche. Le rendement (R) est défini en terme d'un nombre de captures par unité d'effort:

$$R = \frac{n}{h} \times 24 \text{ hres}$$

où n = nombre de captures

h = durée de pêche (heures)

Il nous permet donc de déterminer le nombre d'individus capturés par période de 24 heures. Le rendement moyen pour les 38 lacs est de 18,4. Par ailleurs, la richesse spécifique d'un lac correspond au nombre absolu d'espèces rencontrées dans ce lac. Cette richesse spécifique varie entre 0 et 4; la richesse spécifique moyenne pour les lacs échantillonnés est de 1,6, ce qui est très faible. Plusieurs facteurs peuvent expliquer cette faible diversité: sélectivité des engins de pêche, période de l'année non propice, effort de pêche trop faible, productivité moins grande et/ou inaccessibilité des lacs de tête pour le poisson comparativement aux lacs de niveau inférieur dans le bassin hydrographique. On peut donc présumer que certaines espèces présentes n'ont pas été recensées, plus particulièrement parmi les cyprinidés. Selon les inventaires du ministère des Loisirs, de la Chasse et de la Pêche (Talbot, communication personnelle), l'Outaouais renferme près de 70 espèces de poissons d'eau douce, le Saguenay/Lac St-Jean en abrite 28 et la Côte-Nord en compterait une quinzaine.

La plupart des auteurs s'entendent pour dire que l'acidification des lacs a pour conséquence de réduire l'abondance et la diversité des populations de poissons. Il existe au Canada des lacs où toutes les populations de poissons ont disparu et d'autres où les populations d'espèces particulières ont disparu par suite des effets des précipitations acides; ces lacs sont situés dans les monts La Cloche, à Sudbury, à Wawa, dans le centre-sud de l'Ontario et dans l'est de la Nouvelle-Ecosse (Harvey et coll., 1981). Toutes les espèces de poissons n'ont pas la même sensibilité à l'acidification; (tableau XVII). La limite inférieure où on retrouve des populations viables est autour de pH 5,0 alors que pratiquement aucune espèce ne peut survivre à un pH inférieur à 4,5.

Nos résultats de pêche indiquent quelques tendances observées dans la littérature. Le pH moyen des cinq lacs où le rendement de pêche a été nul (richesse spécifique 0) est de 5,2 et il varie entre 4,6 et 5,7. Pour les autres lacs pêchés où l'on a capturé au moins un individu, le pH moyen est de 6,17. Le rendement de pêche moyen et la richesse spécifique des lacs échantillonnés ont tendance à diminuer avec le pH (figure 31). On peut aussi constater que Salvelinus fontinalis est présente à des pH inférieurs à 5,0 alors que Catostomus commersoni n'apparaît que lorsque le pH est supérieur à 5,0. L'absence de cette dernière espèce dans certains lacs pourrait être due à l'acidité du milieu; en effet, les études de Baker et Schofield (1980) ont révélé que Catostomus commersoni est plus sensible à l'acidification que Salvelinus fontinalis, quel que soit le stade de développement.

Il faut toutefois souligner que des facteurs autres que la qualité physico-chimique de l'eau peuvent expliquer l'absence totale de poissons ou celle d'une espèce dans un lac. L'aire de distribution au Québec varie d'une espèce à l'autre et il semble que de nombreux lacs soient naturellement sans poisson. Cette dernière situation est apparemment très répandue sur la Côte-Nord vraisemblablement à cause de l'inaccessibilité des plans d'eau pour le poisson (dénivellation trop forte). Les lacs de tête seraient donc théoriquement plus inaccessibles pour le poisson que les lacs de niveau hydrographique inférieur.

La plupart des travaux soulignent que la principale cause menant à la disparition des populations de poissons par suite des précipitations acides est l'insuccès de reproduction associé à la baisse du recrutement (Harvey et coll., 1981; Haines, 1981). Les poissons

TABLEAU XVII

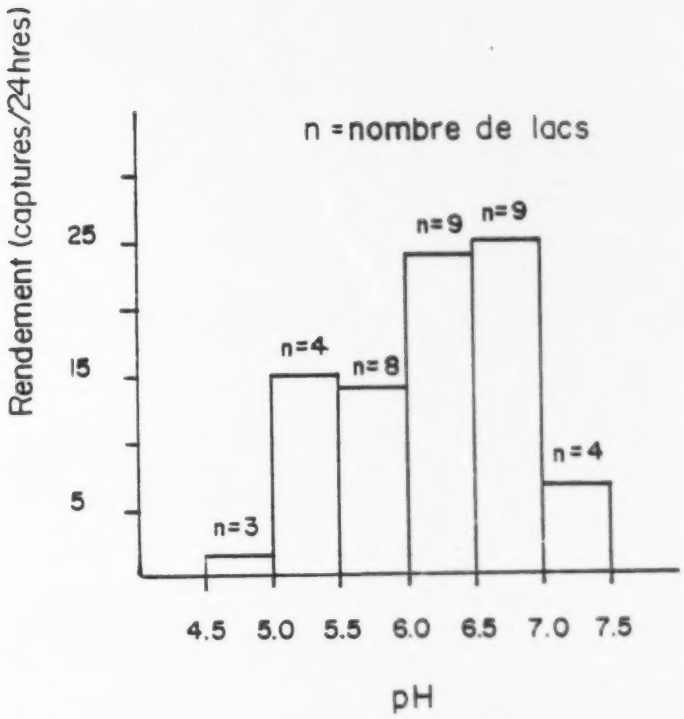
Sensibilité de plusieurs espèces de poisson
à l'acidité (d'après Beamish, 1976 et Almer et coll., 1978)

Famille	Espèce	Nom commun	pH critique pour la reproduction
Centrarchidae	Micropterus dolomieui	Achigan à petite bouche	6.0+ à 5.5 [1]
Percidae	Stizostedion vitreum	Doré	6.0+ à 5.5 [1]
Gadidae	Lota lota	Lotte	6.0+ à 5.5 [1]
Cyprinidae	Phoxinus phoxinus	Mené	≤5.5 [2]
Cyprinidae	Rutilus rutilus	Mené	≤5.5 [2]
Salmonidae	Salvelinus namaycush	Touladi	5.5 à 5.2 [1]
Percopsidae	Percopsis omiscomaycush	Omisco	5.5 à 5.2 [1]
Ictaluridae	Ictalurus nebulosus	Barbue de rivière	5.2 à 4.7 [1]
Catostomidae	Catostomus commersoni	Meunier noir	5.2 à 4.7 [1]
Centrarchidae	Ambloplites rupestris	Crapet de roche	5.2 à 4.7 [1]
Salmonidae	Salvelinus alpestris	Omble arctique	≤5.2 [2]
Salmonidae	Salmo trutta	Truite brune	≤5.0 [2]
Coregonidae	Coregonus albula	Cisco	~5.0 [2]
Esocidae	Esox lucius	Brochet	4.9 à 4.4 [2]
Percidae	Perca fluviatilis	Perchaude	4.9 à 4.4 [2]
Coregonidae	Coregonus artedii	Cisco de lac	4.7 à 4.5 [1]
Percidae	Perca flavescens	Perchaude	4.7 à 4.5 [1]
Cyprinidae	Couesius plumbeus	Mené de lac	4.7 à 4.5 [1]
Anguillidae	Anguilla anguilla	Anguille	~4.5 [2]

1 = Source: Beamish (1976); étude de 67 lacs de la région des monts La Cloche (Ontario)

2 = Source: Almer et coll. (1978); étude de 100 lacs du sud de la Suède

a)



b)

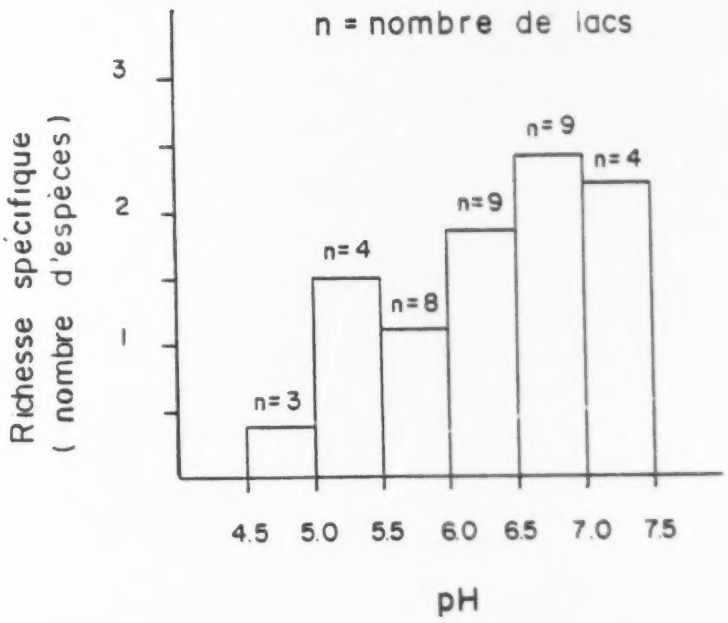


Figure 31 Poissons. Rendement de pêche et richesse spécifique par classes de pH

juvéniles sont plus sensibles aux variations de pH que les adultes de la même espèce et l'acidification affecte la maturation des oeufs. Une diminution rapide du pH peut à la limite entraîner la disparition complète des jeunes, ce qui annule le recrutement annuel pour cette espèce (Muniz et Leivestad, 1980; Harvey et coll., 1981). Selon Almer et coll. (1974), les populations soumises à un stress acide subissent un vieillissement et une diminution en nombres d'individus; la compétition inter et intraspécifique diminue et les individus sont en général de plus grande taille. Haines (1981) a toutefois observé une réduction marquée de la croissance de Catostomus commersoni à bas pH. Les données recueillies dans le cadre du présent inventaire sont insuffisantes pour exprimer une tendance significative quant à la taille des individus.

La toxicité pour le poisson des métaux associés aux processus d'acidification a été discutée précédemment. Les concentrations de ces différents métaux dans les chairs de poissons peuvent être un indicateur du niveau d'acidification d'un lac. Ainsi, les concentrations moyennes en mercure dans les chairs ont tendance à diminuer lorsque le pH augmente (figure 32). Les résultats complets de l'analyse des chairs de poisson en fonction de la qualité physico-chimique des lacs seront présentés et discutés dans un rapport en préparation (Nadeau et coll., 1983).

9.0 LE PHYTOPLANCTON

Parmi les composantes biotiques pouvant être influencées par l'acidification, les communautés planctoniques méritent une attention particulière. Elles peuvent être directement influencées par la diminution du pH et l'augmentation de la concentration de certains métaux, ou encore indirectement influencées par l'effet de l'acidification sur les communautés macroscopiques (poissons, insectes, plantes aquatiques, etc.).

Au Canada, la biomasse et la productivité du phytoplancton ne montrent pas de variation significative entre lacs acidifiés et non acidifiés (Harvey et coll., 1981). Cela peut s'expliquer en partie par l'augmentation de la profondeur photique dans les lacs acides. Toutefois, la composition et la structure de la communauté phytoplanctonique varient sensiblement. Les chrysophytes et les diatomées, groupes dominants dans les lacs normaux, sont peu à peu remplacés par des dinoflagellés, en particulier le genre Peridinium qui peut constituer jusqu'à 70% de la biomasse à un pH autour de 4,5. Pour tous les groupes phytoplanctoniques, la diversité est réduite par l'acidification, en particulier si le pH est inférieur à 5,6 (Harvey et coll., 1981; Dillon et coll, 1977; Almer et coll., 1978).

Dans notre étude, chacun des lacs n'a été échantillonné pour le phytoplancton qu'à un seul endroit et une seule fois. Les résultats obtenus ne peuvent donc être que fragmentaires et ils ne peuvent en rien caractériser de façon absolue les communautés phytoplanctoniques. Ils permettent toutefois d'étudier la composition, la structure et la diversité du phytoplancton en relation avec le profil physico-chimique des lacs. L'examen et l'identification du phytoplancton ont porté sur 176 lacs (Richard, 1983).

Au total, quarante-sept (47) taxons ont été identifiés dans les lacs échantillonnés (annexe E). Ils appartiennent à 5 grands groupes: chlorophytes, chrysophytes, cyanophytes, pyrrophytes et euglenophytes. Le groupe des chlorophytes apparaît comme le plus important en terme de dominance et abondance relative dans les lacs échantillonnés (tableau XVIII). Crucigenia sp. est dominant dans 55% des échantillons et compte pour 30% de l'abondance totale. Bien que tout aussi fréquents, les chrysophytes dominent dans très peu d'échantillons et ils comptent en tout pour 20% de l'abondance totale. Parmi les diatomées, Asterionella sp. et Melosira sp. sont les plus abondantes.

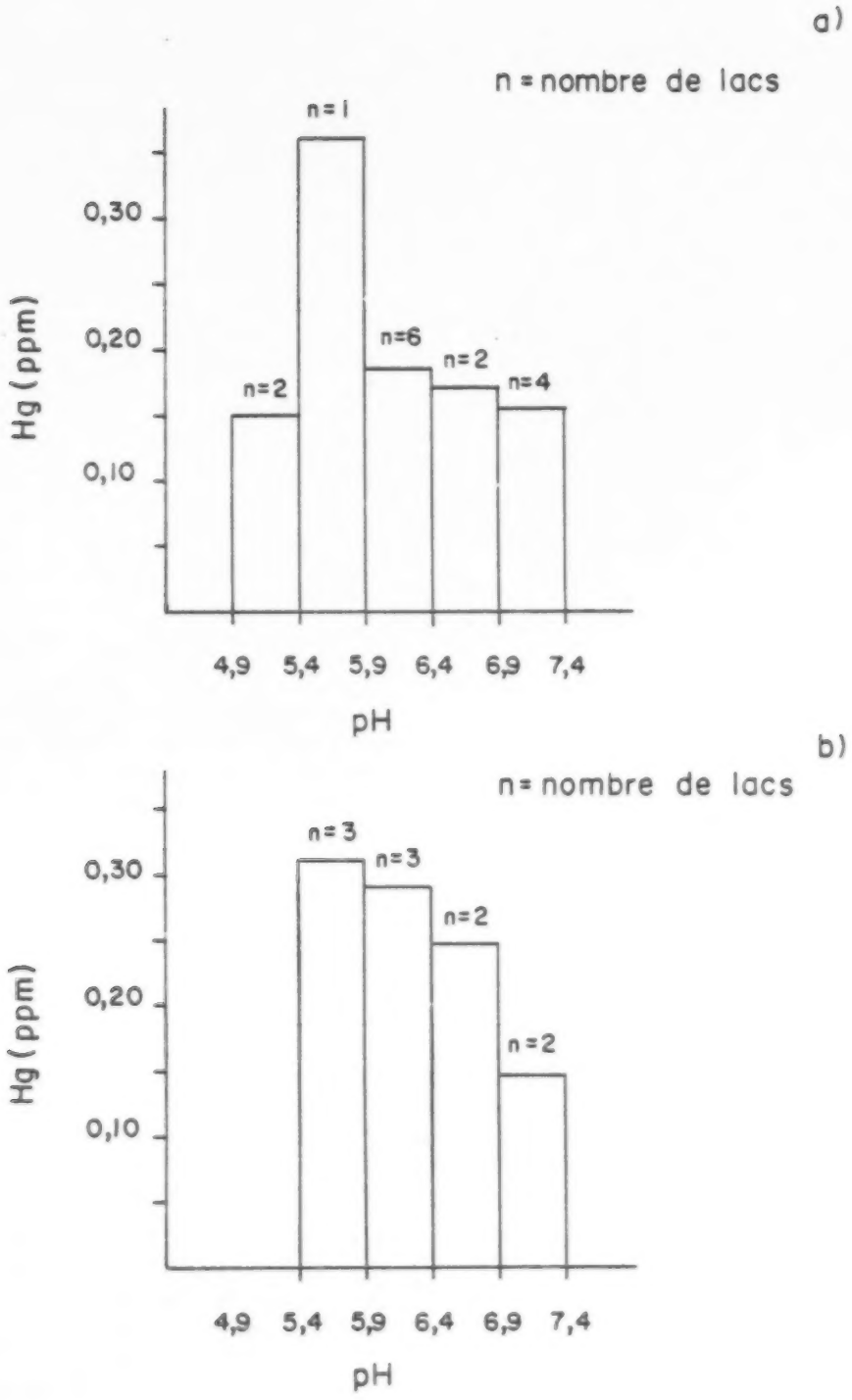


Figure 32. Concentration moyenne en mercure (ppm) dans la chair de Salvelinus fontinalis (a) et Catostomus commersonii (b) en fonction du pH

TABLEAU XVIII

Phytoplancton. Fréquence, dominance et abondance relative des taxons les plus importants.

Taxons		Fréquence (%)	Dominance (%)	Abondance relative (%)
Chlorophytes	Ankistrodesmus	97	1	4
	Coelastrum	74	16	1.
	Cosmarium	93	0	3
	Crucigenia	94	55	30
	Gloeocystis	96	4	8
	Tetraspora	75	7	10
Chrysophytes				
Bacillariophyceae	Asterionella	64	2	2
	Cocconeis	96	0	2
	Cyclotella	89	0	1
	Melosira	46	3	3
Chrysophyceae	Dinobryon	94	5	6
	Synura	26	4	6
Pyrrophytes				
Cryptophyceae	Cryptomonas	86	0	2
	Rhodomonas	88	0	3
	Massartia	23	1	<1
Cyanophytes	Nostoc	34	2	3

Sur le plan de la distribution, les résultats obtenus concordent dans l'ensemble avec ceux d'études antérieures sur le Bouclier canadien (Davis, 1972; Duthie et Ostrofsky, 1974; Jones et al., 1975; Plinsky et Magnin, 1979). Comparativement aux mêmes auteurs toutefois, nos résultats se distinguent du point de vue de la dominance des grands groupes de phytoplancton. Ce sont généralement les chrysophytes qui sont le groupe dominant dans les lacs du bouclier canadien, alors que cyanophytes et pyrrophytes sont des groupes sous-dominants. Pourtant, Magnin (1977) souligne que trois grands groupes sont dominants dans des lacs de la baie James: chlorophytes, cyanophytes et bacillariophyceae. Nos résultats concordent mieux avec ces dernières observations.

Comme plusieurs auteurs l'ont déjà souligné ailleurs (Ellis et Golomb, 1980; Raddum et coll., 1980; Yan, 1979; Yan et Stokes, 1978, Kwiatkowski et Roff, 1976), la richesse générique (nombre de genres) du phytoplancton diminue dans notre territoire d'étude avec l'augmentation de l'acidité du lac (figure 33). Le nombre moyen de genres est de 13,2 dans les lacs dont le pH varie entre 4,5 et 5,0 et de 17,0 dans les lacs dont le pH se situe entre 7,5 et 8,0. Par ailleurs, l'abondance totale est aussi influencée par le pH des lacs. C'est entre pH 6,0 et 7,0 que l'abondance totale moyenne est la plus élevée; elle diminue sensiblement en dehors de cet intervalle.

L'abondance relative des différents groupes de phytoplancton varie généralement en fonction de l'acidité du milieu. Selon Ellis et Golomb (1981), les chlorophytes et les pyrrophytes sont des algues généralement tolérantes en milieu acide; au contraire, les chrysophytes et les cyanophytes sont généralement moins abondants en milieu acidifié (Johnson et coll., 1970; Haines, 1981). Nos résultats semblent corroborer ceux des auteurs ci-dessus mentionnés. Ainsi, la dominance des chlorophytes est manifeste dans l'ensemble des lacs échantillonnés alors que les chrysophytes, plus particulièrement les diatomées, sont généralement peu abondants, sauf dans des lacs où les pH sont supérieurs à 6,0.

Il semble donc que la composition des communautés phytoplanctoniques manifeste une structure de population assez similaire à celle de milieux en voie d'acidification. Il faut toutefois considérer cette assertion avec réserves. En effet, un échantillonnage ponctuel une seule fois dans chaque lac ne donne pas une image complète de la communauté phytoplanctonique. Celle-là varie en effet substantiellement au cours de la saison estivale, à la fois qualitativement et quantitativement. Les résultats mentionnés plus haut n'expriment donc qu'une tendance qu'il faut vérifier par un échantillonnage temporel.

10.0 LE ZOOPLANCTON

La communauté planctonique animale peut être modifiée par une foule de facteurs physiques et biologiques: pH, concentration de certains métaux, prédation, composition phytoplanctonique, saisons, climat, etc. Tous ces facteurs interagissent ensemble pour affecter le zooplancton d'un lac et il est difficile d'isoler les modifications spécifiquement liées aux précipitations acides. De nombreux auteurs ont toutefois examiné la relation acidité-zooplancton au Canada et ailleurs (Almer et coll., 1978; Sprules, 1975; Allbone et Fair, 1981; Erickson et coll., 1980; Henrikson et coll., 1980).

Dans notre étude, les lacs ont été échantillonnés par un trait vertical jusqu'à une profondeur maximale de 15 m, une seule fois en fin de saison. L'examen et l'identification des échantillons ont été effectués par le Centre de Recherches Ecologiques de Montréal (Pinel-Alloul et Godin-Blumer, 1982). La diversité est calculée à l'aide de la formule de Shannon ($H = -\sum pi \log_2 pi$) et la régularité exprime le rapport des diversités spécifiques et maximales (H/H max) (Legendre

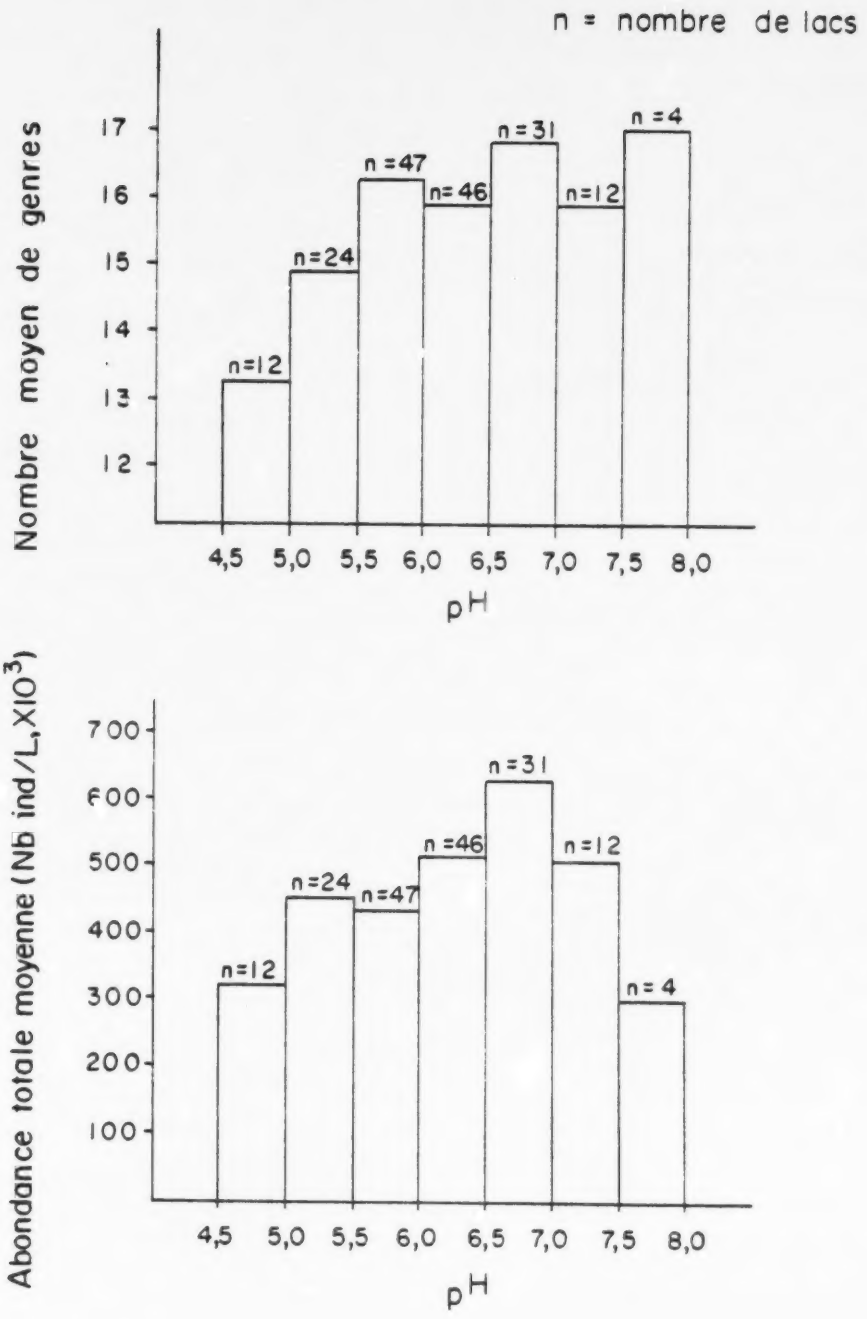


Figure 33. Phytoplancton. Nombre moyen de genres et abondance totale moyenne par classe de pH

et Legendre, 1979). Les lacs échantillonnés sont répartis à peu près uniformément sur toutes les bases du territoire d'étude.

Au total, 35 espèces différentes ont été recensées dans l'ensemble des lacs, incluant 13 rotifères, 13 cladocères et 9 copépodes (annexe F). Cinq (5) espèces sont présentes dans plus de 70% des lacs (tableau XIX) et, parmi elles, c'est le copépode Leptodiaptomus minutus qui est le plus abondant; il domine, c'est-à-dire qu'il représente plus de 10% des organismes récoltés (Patalas, 1971), dans 89% des lacs.

La distribution géographique des espèces rencontrées diffère quelque peu des résultats publiés par d'autres auteurs pour des lacs du bouclier canadien (Carter et coll., 1980). Il faut noter en particulier l'absence totale du cladocère Daphnia pulex, qui a été classé par Carter et coll. (1980) comme généralisé au Québec; cette absence est peut-être liée au fait que les lacs échantillonnés sont dans la très grande majorité des lacs de tête.

La complexité des communautés zooplanctoniques diminue avec le pH, ce qui est illustré par la baisse du nombre d'espèces dans des milieux acides (figure 34). Le nombre d'espèces demeure assez stable à des pH supérieurs à 5,5 où on observe une moyenne de 11,3 espèces par lac. A des pH inférieurs à 5,5, le nombre d'espèces diminue graduellement pour atteindre en moyenne 8,7 espèces dans les lacs où le pH est inférieur à 5,0. Ce point d'inflexion à pH 5,5 se rapproche beaucoup de celui déterminé par Roff et Kwiatkowski (1977) qui est de pH 5,3. On note toutefois que la diminution du nombre d'espèces n'est pas uniforme dans tous les groupes d'organismes. Ce sont les cladocères et les copépodes cyclopoïdes qui sont les plus sensibles à la diminution du pH; chez les cladocères, le nombre moyen d'espèces est de 1,8 lorsque le pH du lac est inférieur à 5,0, tandis qu'il est de 4,8 lorsque le pH est supérieur à 7,0; de même chez les copépodes cyclopoïdes, le nombre moyen d'espèces à pH $<5,0$ et $>7,0$ est respectivement de 0,5 et 1,5. Les résultats obtenus par les calculs de la diversité spécifique et de la régularité montrent également une diminution avec le pH (figure 35). L'effet du pH sur la diversité et le nombre d'espèces s'est fait sentir dans toutes les régions du Québec.

Dans le groupe des cladocères, le genre Daphnia possède les espèces les plus sensibles au pH (tableau XX). On ne rencontre aucune espèce de ce groupe à pH $< 5,0$; l'espèce la plus sensible est Daphnia dubia et la plus résistante D. catawba. Parmi les cladocères, la seule espèce retrouvée à un pH de 4,6 est Bosmina longirostris qui est très fréquente (81% des lacs) et résistante aux pH acides. D'autres études faites au Canada et en Suède (Sprules, 1975; Almer et coll., 1974; Raddum et coll., 1980) confirment ces résultats sur les cladocères.

La sensibilité au pH des copépodes cyclopoïdes est liée surtout à la disparition de deux espèces, Diacyclops bicuspidatus thomasi et Tropocyclops prasinus mexicanus, à pH $\leq 5,0$. Ces résultats sont confirmés par Sprules (1975) pour T. p. mexicanus mais non pas pour D. b. thomasi que cet auteur a retrouvé dans un lac de pH 4,2.

Les espèces du groupe des copépodes calanoïdes semblent assez résistantes au pH. La principale espèce de ce groupe, Leptodiaptomus minutus est l'espèce la plus fréquente et la plus abondante sur le bouclier canadien; elle compte pour plus de 40% de la population dans plus de 46% des lacs du territoire d'étude. Selon Harvey et coll. (1981) Leptodiaptomus minutus et Bosmina longirostris sont les espèces dominantes les plus communes des lacs acides du bouclier canadien.

TABLEAU XIX

Zooplancton. Fréquence et dominance des espèces zooplanctoniques rencontrées dans plus de 10% des lacs

Espèces	Présence (%)	Dominance (%)
ROTIFERES		
Kellicottia bostoniensis	86	24
Keratella cochlearis	84	11
Keratella taurocephala	67	35
Trichocerca cylindrica	35	0
Asplanchna priodonta	35	5
Polyarthra vulgaris	67	13
Conochilus unicornis	51	5
CLADOCERES		
Leptodora kindtii	14	0
Sida crystallina	46	3
Holopedium gibberum	70	5
Daphnia longiremis	24	3
Daphnia dubia	19	3
Daphnia galeata mendotae	19	5
Daphnia catawba	49	16
Bosmina longirostris	81	13
COPEPODES CALANOIDES		
Epischura lacustris	27	0
Aglaodiaptomus spatulocrenatus	38	3
Leptodiaptomus minutus	94	89
COPEPODES CYCLOPOIDES		
Mesocyclops edax	38	0
Cyclops scutifer	30	5
Diacyclops bicuspidatus thomasi	11	3
Tropocyclops prasinus mexicanus	24	0

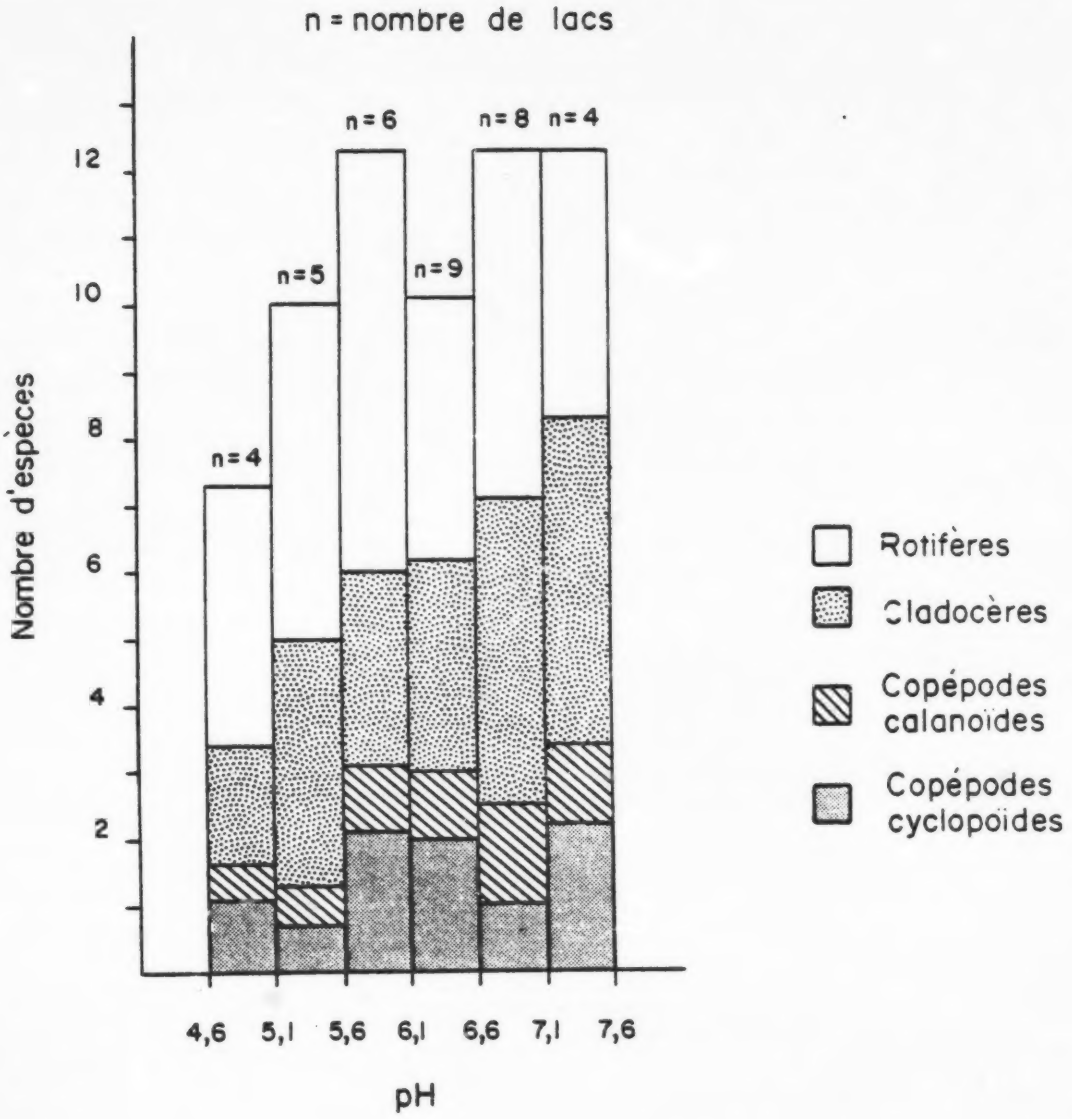


Figure 34 · Zooplancton . Nombre moyen d'espèces par classes de pH

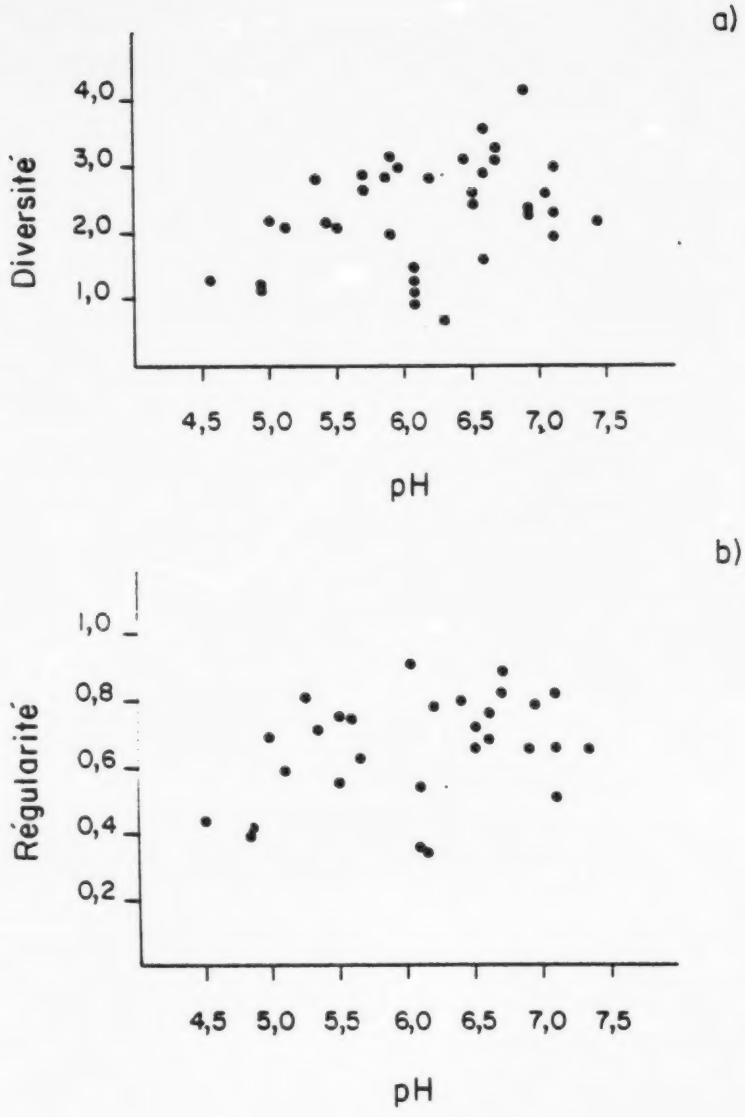
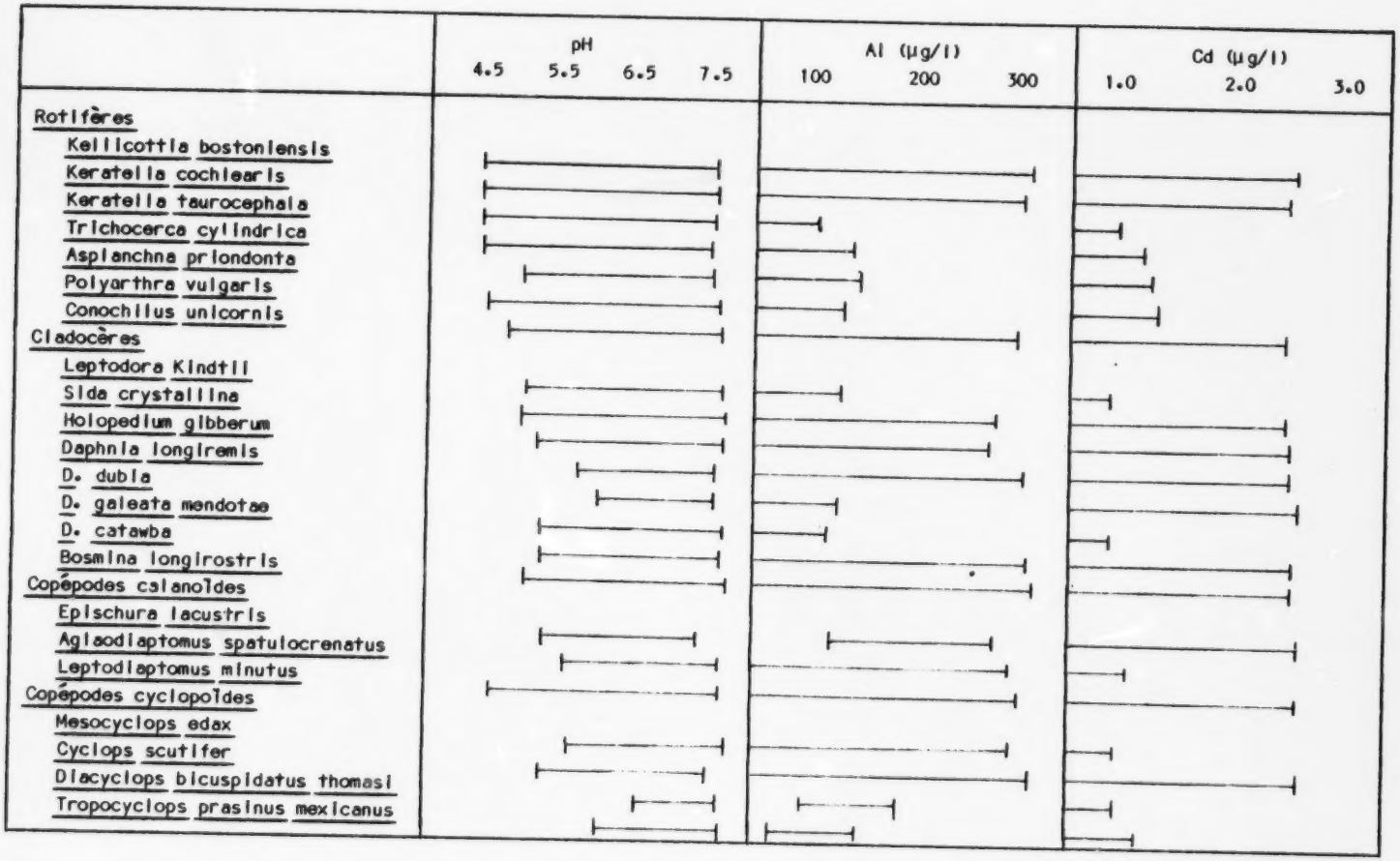


Figure 35 · Diversité et régularité du zooplancton selon le pH

TABLEAU XX

Répartition des espèces zooplanctoniques présentes dans plus de 10% des lacs
en relation avec le pH et les concentrations dans l'eau d'aluminium et de cadmium



Il est généralement admis que les rotifères résistent mieux à l'acidité que les autres groupes du zooplancton. Dans notre étude, la plupart des espèces de rotifères se retrouvent dans toutes les conditions de pH; seule Asplanchna priodonta semble plus sensible à l'acidité, ce qui a également été observé par Raddum et coll. (1980).

Malgré l'effet évident de la baisse de pH sur la diversité des communautés, il n'y a aucune corrélation entre l'abondance absolue et le pH. En effet, le nombre total d'individus par mètre cube d'eau filtré n'est pas significativement différent dans les lacs acides par rapport aux lacs à pH plus élevé. Le maximum d'abondance absolue (88,320 ind./m^3) a d'ailleurs été observé dans un lac à pH 4,9, le même lac où on a retrouvé le nombre maximum de captures de poissons (56 Ombles de fontaine). Il existe toutefois une forte corrélation entre l'abondance relative de chaque groupe et le pH du lac (figure 36). L'abondance relative des rotifères augmente considérablement dans les lacs acides alors que celle des cladocères et des copépodes cyclopoïdes diminue et celle des copépodes calanoïdes reste stable.

Parmi les rotifères, Keratella taurocephala voit son importance dans la communauté augmenter considérablement avec la diminution du pH. Cette espèce est présente dans 90% des lacs à pH inférieur à 6,0 et elle domine dans 80% d'entre eux; on ne la retrouve cependant que dans 50% des lacs à pH supérieur à 6,0 où elle ne domine que dans 9% des lacs. On peut supposer que la baisse de compétition et de prédation en milieu acide soit responsable de la prolifération des rotifères; ces espèces à reproduction rapide tendent à occuper le milieu laissé vacant par les cladocères et les copépodes cyclopoïdes.

Les communautés zooplanctoniques ont également été examinées en relation avec les concentrations dans l'eau de certains métaux. Selon les travaux de Biesinger et Christensen (1972) et Verriopoulos et Moraitou-Apostolopoulou (1981), ce sont surtout l'aluminium et le cadmium qui sont les plus toxiques pour le zooplancton. Chez Daphnia magna, le taux de reproduction est affecté à des concentrations de 320 µg/l d'aluminium et 0,17 µg/l de cadmium. Dans notre étude, les résultats obtenus (tableau XX) ne nous permettent pas d'établir de relations claires; en effet, malgré l'influence apparemment déterminante du cadmium pour de nombreuses espèces, le trop petit nombre de lacs à fortes concentrations ne permet pas l'interprétation des résultats.

En résumé, nous pouvons distinguer les communautés zooplanctoniques des lacs acides (pH ≤ 5,6) des autres lacs. Les lacs acides possèdent en moyenne 9 espèces dont les principales sont Leptodiaptomus minutus et Keratella taurocephala. Ces deux espèces sont très constantes et presque toujours dominantes. On rencontre dans ces lacs les cladocères Bosmina longirostris et parfois Daphnia catawba. Parmi les copépodes cyclopoïdes, c'est Cyclops scutifer que l'on retrouvera dans ces lacs de préférence à toute autre espèce.

En contrepartie, un lac non acide (pH > 5,6) possède en moyenne 11 espèces. Seule Leptodiaptomus minutus est constante dans tous ces lacs; cette espèce est accompagnée par deux autres espèces dominantes qui varient d'un lac à l'autre. On rencontre de plus en plus d'espèces du genre Daphnia dans ces lacs.

11.0 BENTHOS

Peu de travaux ont été faits à date sur les effets de l'acidification sur les organismes benthiques des lacs et des cours d'eau au Canada. L'influence des précipitations acides sur le benthos a été étudiée surtout en Norvège, en Suède et au Royaume-Uni. Les causes directes des changements relevés à l'intérieur des communautés benthiques n'ont pas été clairement établies; on croit plutôt à

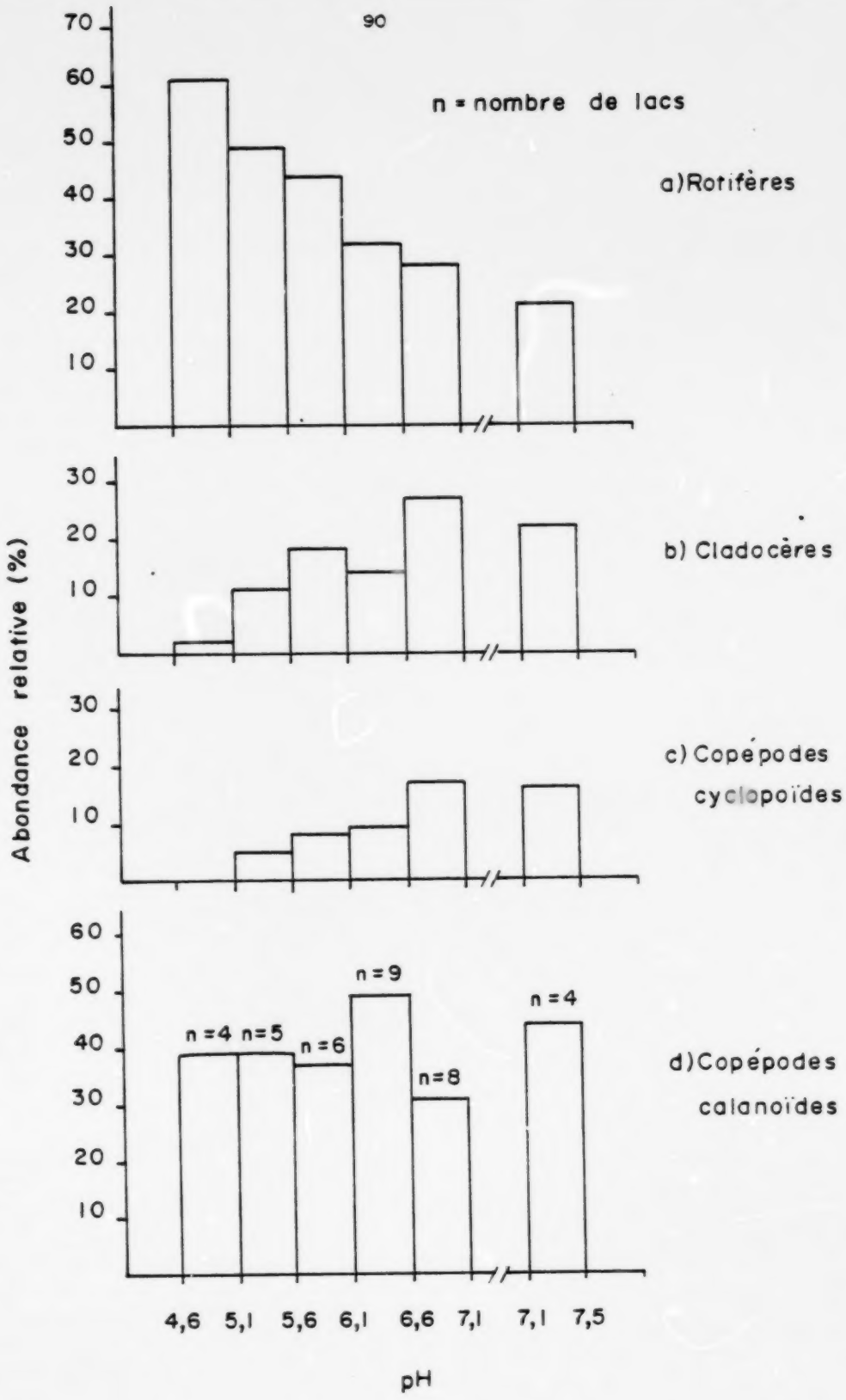


Figure 36. Abondance relative des differents groupes de zooplancton en fonction du pH

un effet indirect du pH sur la disponibilité de la nourriture, la prédation et la compétition (Harvey et coll., 1981).

Dans notre territoire d'étude, trente-cinq (35) lacs ont été échantillonnés pour l'examen du benthos et seize (16) d'entre eux pour l'analyse physico-chimique des sédiments. L'identification du benthos a été faite par Bio-Conseil inc. (Ménard, 1982). L'absence d'échantillons à différentes profondeurs et à différentes périodes nous incite à interpréter avec prudence les résultats obtenus. En aucune façon, ces derniers ne peuvent caractériser le dynamisme des populations benthiques des lacs du bouclier canadien. Ils permettent toutefois d'exprimer certaines tendances quant à l'influence de la qualité physico-chimique de l'eau sur la composition des communautés benthiques.

Au total, 56 groupes taxonomiques ont été identifiés dans l'ensemble des lacs du territoire (annexe G). Ils appartiennent principalement aux groupes des nématodes, annélides, crustacés, insectes et mollusques. Le nombre de genres par lac varie entre 0 (deux lacs) et 23 et la moyenne est de 9,3. La diversité générique ($H = -\sum pi \log_{10} pi$) varie de 0 à 1,04 et elle est en moyenne de 0,74. La biomasse moyenne des lacs (mesure de poids sec) est de 305,28 mg/m^2 et elle varie entre 0 et 1221 mg/m^2.

Le nombre de genres et la diversité de la faune benthique ne varient pas de façon significative en fonction du pH dans les lacs échantillonnés. Pourtant de nombreux auteurs dont Hall et coll. (1980) et Nielsen (1980) signalent une réduction du nombre d'espèces et de la diversité à faible pH. Roff et Kwiatkowski (1977) ont toutefois noté que le point d'inflexion, c'est-à-dire le point où la diversité se modifie, correspond à un pH de 4,8; or un seul lac échantillonné pour le benthos a un pH $\leq$ 4,8, ce qui explique vraisemblablement qu'aucune relation entre pH et diversité ne puisse être établie. Par ailleurs, d'autres paramètres tels la nature du substrat et la profondeur de l'échantillon exercent une influence certaine sur la diversité, mais nos données ne nous permettent pas de la circonscrire.

Le nombre total d'individus et la biomasse (poids sec) des lacs varient cependant de façon significative avec le pH (figure 37). C'est dans les lacs dont le pH varie entre 5,5 et 6,5 que l'on retrouve le plus grand nombre d'individus et où la biomasse est la plus élevée. De part et d'autre de cet intervalle, les valeurs correspondantes sont nettement plus faibles, ce qui semble être en accord avec les résultats de d'autres auteurs (Raddum, 1980 et Nielsen, 1980).

L'abondance des groupes taxonomiques présents dans 50% et plus des lacs a été examinée en fonction du pH. Dans tous les cas, le nombre total d'individus par lac est le plus élevé entre pH 5,5 et 6,5, ce qui est conséquent avec les résultats obtenus pour l'ensemble des taxons. Des différences significatives de distribution méritent toutefois d'être signalées pour certains groupes (figures 38 et 39). L'abondance est la plus forte à pH 5,5 à 6,0 pour les groupes chironomini et tanypodinae; selon plusieurs auteurs, (Harvey et coll., 1981; Roff et Kwiatkowski, 1977), les chironomini, plus particulièrement Chironomus riparius, dominent dans les lacs à pH faible. Par ailleurs c'est à pH plus alcalin (6,0 - 6,5) que l'abondance des groupes plésiopores (oligochètes) et sphaeriidae (pélécypodes) est la plus élevée; selon Bunkhurst et Cook (1974) et Raddum (1980), les oligochètes ne tolèrent pas l'acidification à cause de la présence de certains métaux lourds, alors que Roff et Kwiatkowski (1977) prétendent que les lacs les plus acides sont caractérisés par les tricoptères et les oligochètes; il faut toutefois signaler que l'étude de Roff et Kwiatkowski (1977) ne portait que sur six (6) lacs au sud-ouest de Sudbury en Ontario. Contrairement à ce que d'autres auteurs ont observé (Flance, 1978 et Bell, 1971), l'abondance des éphéméroptères ne semble pas diminuer avec le pH dans nos échantillons. Il faut enfin souligner l'absence

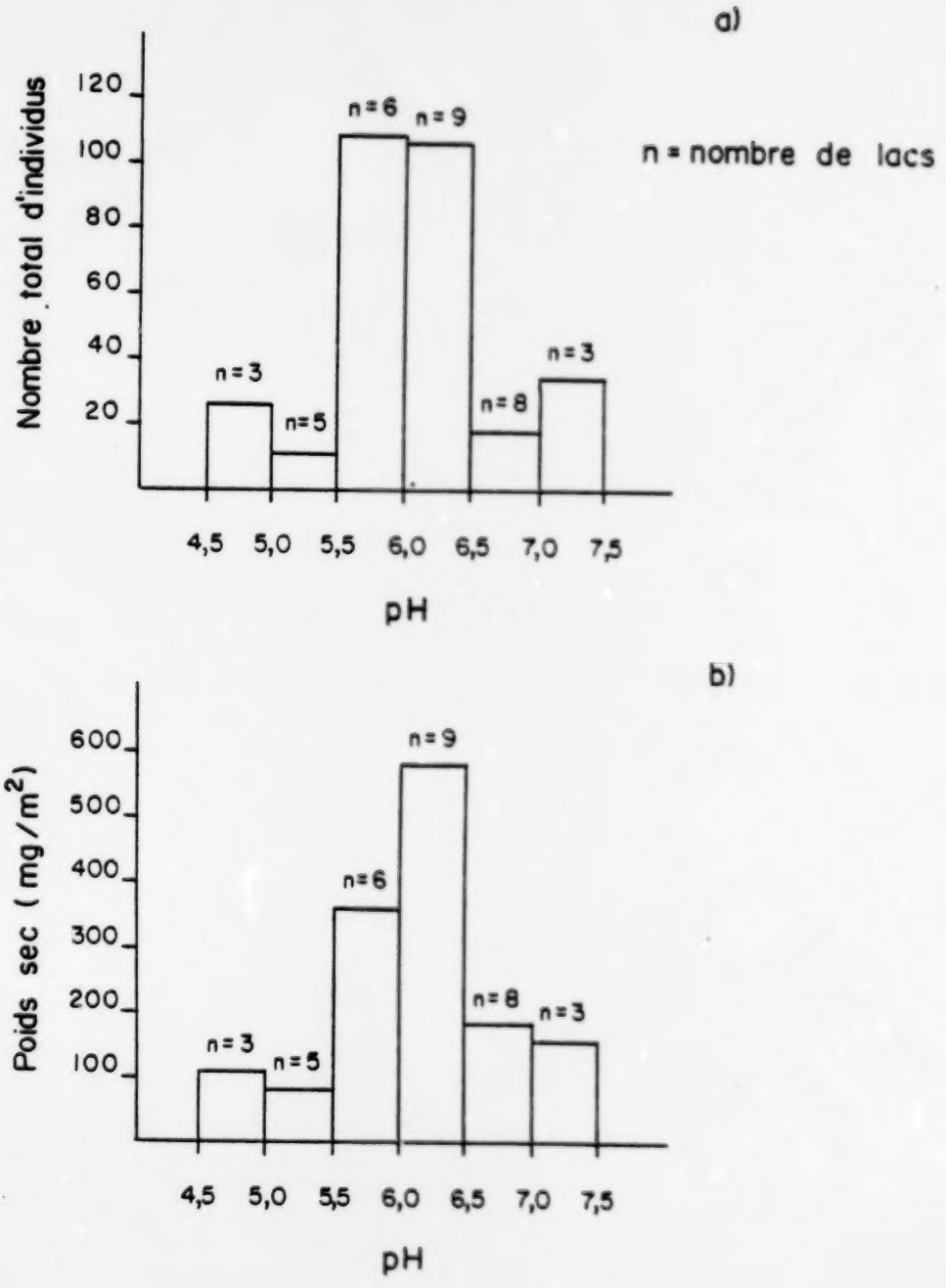


Figure 37 · Benthos. Nombre total d'individus et biomasse (poids sec) selon le pH

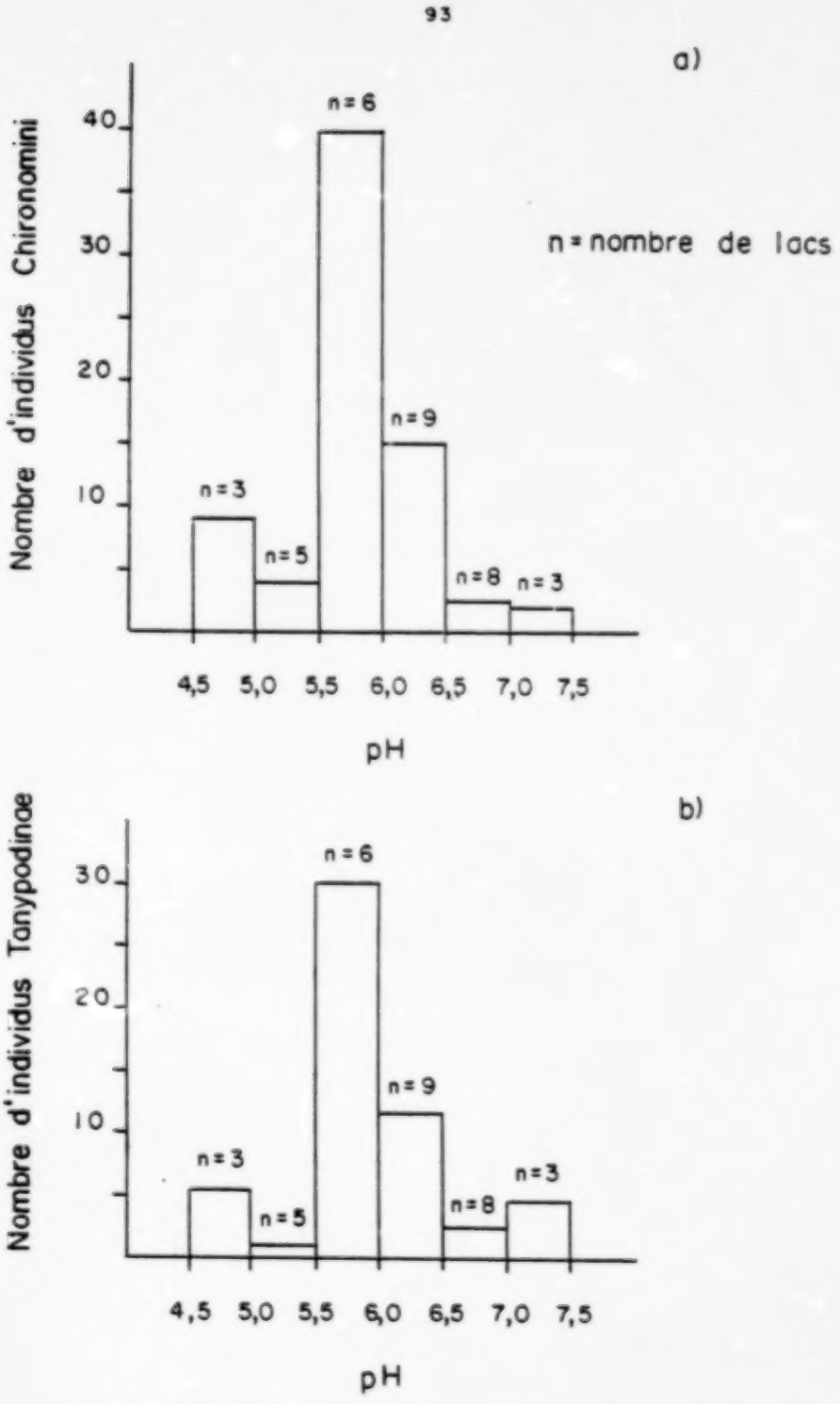


Figure 38. Benthos· Nombre d'individus des groupes Chironomini et Tanypodinae selon le pH

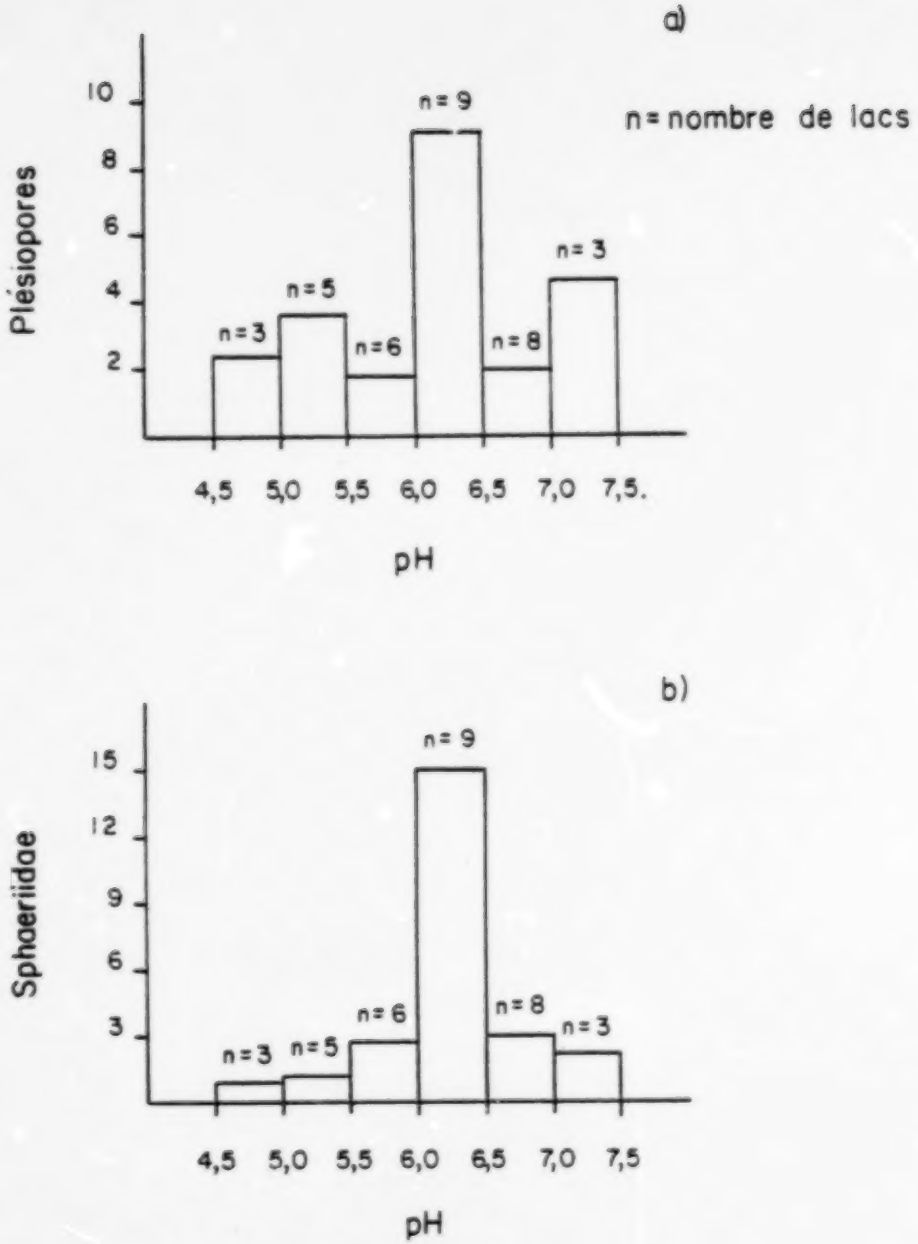


Figure 39. Benthos. Nombre d'individus des groupes Plésiopores et Sphaeriidae selon le pH

totale dans nos lacs de l'amphipode Gammarus sp. qui est commun dans les lacs de pH supérieur à 6,4 (Okland, 1969), de même que la faible fréquence et abondance de Chaoborus sp., généralement assez commun dans les eaux douces du bouclier canadien.

Comme le soulignent Collins et Zimmerman (1980), les échelles de tolérance à l'acidité varient considérablement pour les différentes espèces faisant partie d'un groupe taxonomique. Il faut donc interpréter avec prudence les échelles de résistance mentionnées dans la littérature. De façon très générale, il est admis que les mollusques sont les plus sensibles aux baisses de pH, suivis des oligochètes et des crustacés; parmi les insectes, ce sont les éphéméroptères et les plécoptères qui sont les plus sensibles, alors que diptères, coléoptères, tricoptères et mégaloptères sont les plus tolérants.

L'examen de la faune benthique en relation avec la composition physico-chimique des sédiments ne présente aucune corrélation significative entre ces deux composantes. Les résultats complets de l'analyse physico-chimique des sédiments sont présentés à l'annexe H.

CONCLUSION

A la lumière des résultats obtenus dans le cadre de cette étude, il apparaît clairement que les précipitations acides modifient substantiellement la physico-chimie des eaux des lacs du Québec. Ces modifications sont particulièrement importantes dans les régions hydrographiques de l'Outaouais, de l'Abitibi/ Baie James et de la Mauricie. Dans ces trois régions, où les concentrations en sulfates sont élevées, un très grand nombre de lacs affichent des déficits d'alcalinité et des taux d'acidité probablement dus aux précipitations acides.

Dans l'ensemble du territoire d'étude, lequel repose principalement sur du granite et du gneiss granitique, les lacs ont une faible capacité de neutralisation des apports acides. A cause de ce très faible pouvoir tampon, le niveau d'acidification des lacs peut varier très rapidement selon l'importance des retombées en sulfates. Une augmentation de ces dernières amènerait une acidification (pH < 5,0) rapide de beaucoup de lacs.

Il faut toutefois signaler que la situation actuelle au Québec ne semble pas du tout comparable à celle des lacs de la Norvège, de la Suède, des monts LaCloche (Ontario) ou des monts Adirondack (Etats-Unis). Dans toutes ces régions, un très grand nombre de lacs affichent des pH entre 4,0 et 5,0; le taux de lessivage de métaux lourds (aluminium et manganèse surtout) y est également très important. Dans notre étude, aucun lac n'a un pH inférieur à 4,5 et 12 seulement (6%) ont un pH inférieur à 5,0. Les concentrations en métaux lourds sont par ailleurs loin d'atteindre celles qui sont rapportées dans les régions mentionnées plus haut et elles semblent davantage liées à la géologie locale qu'à l'acidification des lacs.

Les effets de l'acidification sur les communautés biologiques des lacs se manifestent à des degrés divers. Chez les poissons, l'étude actuelle n'a permis que de déceler certaines tendances mentionnées dans la littérature, à savoir la diminution de la diversité et du rendement de pêche à bas pH. D'autres études sont entreprises pour approfondir l'examen des populations de poissons eu égard à l'impact de l'acidification de leur milieu.

Les communautés planctoniques semblent par ailleurs très affectées par le niveau d'acidification d'un lac. La composition et la structure (abondance, diversité) varient en fonction du pH. Les mêmes effets n'ont cependant pas été décelés chez les organismes benthiques, apparemment plus résistants à l'acidification. Des études sont entreprises pour tenir compte de la succession saisonnière importante chez ces communautés dans l'évaluation des effets de l'acidification.

Compte tenu des résultats de cette étude et de toutes celles publiées antérieurement au Québec, l'influence des précipitations acides sur la physico-chimie des lacs du territoire québécois est bien connue. Il faut toutefois approfondir substantiellement l'étude des effets de l'acidification sur les communautés biologiques lacustres, principalement les poissons. Bien que le pH ne soit généralement pas suffisamment bas pour que les populations de poissons disparaissent, celles-ci sont vraisemblablement affectées dans leur structure et leur physiologie, ou encore par la disponibilité des ressources alimentaires.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier toutes les personnes qui ont collaboré aux différentes étapes de réalisation de cette étude. En particulier, nous voulons souligner le travail de M. Viateur Dubé, technicien au ministère des Pêches et des Océans, qui a réalisé les travaux d'inventaire avec un très haut niveau d'efficacité en collaboration avec MM. Edgar Guindon, Louis Belzile et Ghislain Verreault.

Notre témoignage de reconnaissance s'adresse également à MM. Patrice Alain, Mario Bédard, Louis Gagnon et Bruno-Pierre Harvey pour leur participation à la compilation et/ou à l'interprétation des résultats.

BIBLIOGRAPHIE

Allborn, M.R. and P. Fair 1981. The effects of low pH on the respiration of Daphnia magna Straus. Hydrobiol. 85: 185-188.

Almer, B. W. Dickson, C. Ekstrom and E. Hornstrom 1978. Sulfurpollution and the aquatic ecosystem. In Sulfur in the environment. Part II. Ecological impacts. Edited by J.O. Niagru., J. Wiley and Sons Inc., New York, N.-Y. pp. 271-311.

Almer, B., W. Dickson, C. Ekstrom, E. Hornstrom, U. Miller 1974. Effects of acidification on Swedish Lakes. Ambio 3 (7): 30-36.

Atlas climatologique du Québec 1978. Service de la Météorologie, Dir. Gén. Eaux, Min. des Rich. Nat. Québec.

Baker, J.P. et C.L. Schofield 1980. Aluminium toxicity to fish as related to acid precipitation and Adirondack surface water quality. Dans: Drablos, D. et A. Tollan (eds) Ecological impact of acid precipitation, pp. 292-292, SNSF project.

Beamish, R.J. and J.C. Vanloon 1977. Precipitation loading of acid and heavy metals to a small acid lake near Sudbury, Ontario. J. Fish. Res. Board Can. 34: 649-658.

Beamish, R.J. 1976. Acidification of lakes in Canada by acid precipitation and the resulting effect on fishes. Water, Air and Soil Pol. 6(2): 501-514.

Beamish, R.J., G.A. McFarlane, J.C. Vanloon and J. Lichwa 1975. An examination of the possible effect of Sudbury nickel mining and smelting operation on fishes and the water chemistry of lakes within the Whitefish Indian Reserve. Can. Fish. Mar. Serv. Tech. Rep., 579, 52 pp.

Beamish, R.J. 1974. The loss of fish populations from unexploited remote lakes in Ontario, Canada as a consequence of atmospheric fall out of acid. Water Res. 8: 85-95.

Bell, H.L. 1971. Effects of low pH on the survival and emergence of aquatic insects. Water Res. 5: 313-319.

Benoît, D.A., E.N. Léonard, G.M. Christensen and J.T. Fiandt 1976. Toxic effects of Cadmium on three generations of brook trout (Salvelinus fontinalis). Trans. Amer. Fish. Soc. 105: 550-560.

Blesinger, K.E. and G.M. Christensen 1972. Effects of various metals on survival, growth, reproduction and metabolism of Daphnia magna. J. Fish. Res. Board Can. 29: 1691-1700.

Bobée, B., M. Lachance, J. Haemmerli, A. Tessier, J.Y. Charette et J. Kramer 1983. Évaluation de la sensibilité à l'acidification des lacs du sud du Québec et incidences sur le réseau d'acquisition de données. INRS-Eau, rapport scientifique no 157, 198 pp., 4 annexes, 1 appendice.

Bobée, B., Y. Grimard, M. Lachance, A. Tessier 1982. Nature et étendue de l'acidification des lacs du Québec. INRS-Eau, Ste-Foy, Rapport scientifique no 140. Préparé pour le service de la qualité des eaux du ministère de l'Environnement du Québec. 243 pp. + 3 ann.

Bunkhurst et Cook 1974. Pollution ecology of freshwater invertebrates. Academic Press 1974 in Hart and Fuller.

Carter, J.C.H., M.J. Dadswell, J.C. Roff and W.G. Sprules 1980. Distribution and zoogeography of planktonic crustaceans and dipterans in glaciated eastern North America. Can. J. Zool., 58: 1355-1387.

Christensen, G.N. 1975. Biochemical effects of methyl mercuric chloride, cadmium chloride, and lead nitrate on embryos and alevins of the brook trout Salvelinus fontinalis. Toxicol. Appl. Pharmacol. 32, 191-197.

Collins, N.C. et A.P. Zimmerman 1980. Comparisons of benthic in fauna and epifauna in acidified and non acidified Ontario lakes. Dept. of zoology, Univ. of Toronto (résumé).

Conroy, N., D.S. Jeffries and J.R. Kramer 1974. Acid Shield Lakes in the Sudbury, Ontario region. Proceedings of 9th Canadian Symposium on Water Pollution Research in Canada, No 9 pp. 45-61.

Davies, P.H. 1976. The need to establish heavy metals standards on the basis of dissolved metals. In: Toxicity to Biota of Metal Forms in Natural Waters OR. W. Andrew, P.V. Hodson, D.E. Konasewich, (eds). International Joint Commission, Windsor, Ont.

Davis, C.C. 1972. Plankton succession in a Newfoundland lakes. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 57: 367-395.

Dickson, W. 1980. Properties of acidified waters. In. Proc. Int. Conf. Ecological Impact Acid Precipitation, Norway, 1980. Edited by D. Drablos, A. Tollan. pp. 75-83.

Dickson, W. 1975. The acidification of swedish lakes. Inst. Freshwater Res. Drottningholm, Sweden, Report no 54, pp. 8-20.

Dillon, P.J., D.S. Jeffries, W.A. Scheider et N.D. Yan, 1980. Some aspects of acidification in southern Ontario. Dans: Drablos, D. et A. Tollan (eds). Ecological Impact of Acid Precipitations, pp. 212-213, SNSF project.

Dillon, P.J., N.P. Yan, W.A. Scheider et N. Conroy 1977. Acidic lakes in Ontario: Characterization, extent, and responses to base and nutrient additions. Ministry of the Environment of Ontario. 39 p. et 17 fig.

Driscoll, Charles T. Jr., J.-P. Baker, J. Bisogni Jr., C.L. Schofield 1980. Effect of aluminum speciation on fish dilute acidified waters. Coll. Nature, Vol. 284, 1980.

Duthie, H.C. et M.L. Ostrofsky 1974. Plankton chemistry and physics of lakes in Churchill Falls region of Labrador. J. Fish. Res. Bd Can. 31: 1105-1117.

Eaton, J.G., J.M. McKim, G.W. Holcombe 1978. Metal toxicity to embryos and larvae of seven freshwater fish species - 1. Cadmium, Bull. Environ. Contamin. toxicol. 19, 95-103.

Edmonson, W.T., G.G. Winberg (ed.) 1971. A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwater. Blackwell Scientific Publication. IBP Handbook No 17. Oxford and Edinburgh, 368 p.

Ellis, J.D. et A. Golomb 1981. Lake acidification and its neutralization. Ontario Hydro. Res. Review no 2: 67-74.

Environnement Canada 1980. Sensibilité des écosystèmes aquatiques aux effets des retombées des polluants atmosphériques dans la région de Québec. Environnement Canada, Direction régionale des Eaux intérieures, Québec, 85 p.

Environnement Canada 1979. Analytical Methods Manual. Direction générale de la qualité des eaux, Ottawa.

Erickson, M.O.G., L. Henrickson, B.I. Nilsson, G. Nyman, H.G. Oscarson, A.E. Stenson and K. Larsson 1980. Predator-prey relations important for the biotic changes in acidified lakes. Ambio. 9: 248-249.

Fiance, S.B. 1978. Effects of pH on the biology and distribution of Ephemerella funeralis (Ephemiroptera). Oikos (31): 332-339.

Flamm, B.R. et G.E. Bangay (co-pres.) 1981. Evaluation des répercussions: rapport provisoire du groupe de travail 3A (230 p.). Memorandum declaratif d'intention concernant la pollution atmosphérique transfrontière Canada - Etats-Unis.

Grimard, Y. 1981. Contribution à l'étude de la vulnérabilité des eaux lacustres québécoises face à l'acidification des précipitations: Gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement, Service de la qualité des eaux (rapport 81-6), 38 p.

Haines, T.A. 1981. Acidic precipitations and its consequences for Aquatic Ecosystems. A review Trans. Am. Fish. Soc. 110(6) 669-707.

Hall, R.S., G.E. Likens, S.B. Fiance and G.R. Hendrey 1980. Experimental acidification of a stream in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. Ecology 61: 976-989.

Harvey, H.H., P.J. Dillon, J.R. Kramer, R.C. Pierre et D.M. Welpdale 1981. Acidification in the Canadian Aquatic Environment: Scientific Criteria for Assessing the Effects of Acidic Deposition on Aquatic Ecosystems. National Research Council of Canada, Environmental Secretariat, NRCC Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality. 369 p. Publ. No NRCC 18475.

Henriksen, A. 1980. Acidification of freshwater - a large scale filtration. Dans: Drablos, D. et A. Tollan (eds). Ecological impact of acid precipitation. pp. 68-74, SNSF project.

Henriksen, A. 1979. A simple approach for identifying and mesuring acidification of freshwater. Nature, 278: 542-545.

Henrikson, L., H.G. Oscarson, J.A.E. Stenson 1980. Does the change of predator system contribute to the biotic development in acidified lakes. In Proc. Int. Conf. Ecological Impact Acid Precipitation, Norway 1980. SNSF project. Edited by D. Drablos and A. Tollan. p. 316.

Hesslein, R.H. 1979. Lake acidification potential in the Alberta Oil Sands Environmental Research Program Study Area. AOSERP Rep. No 71. 36 pp.

Impact Assessment Working Group I. LRTAP, 1981. Memorandum of intent on transboundary air pollution, United States - Canada, intern working paper. Phase II.

Impact-Environment 1982. Analyse multivariée de données écologiques recueillies dans 198 lacs du Québec. Travail réalisé pour Pêches et Océans Canada. Habitat du poisson. 50 pp.

International Joint Commission 1976. Report of the water quality objectives subcommittee. Appendix A to the Water Quality Board Report to the IJC. IJC Regional Office, Windsor, Ont.

Jeffries, D. 1979. Heavy Metal Deposition, Appendix Ten. In Summary of proceedings of the Ontario-Canada research coordination group LR AP. Acidic Precipitation Seminar, Killarney, Ontario, Sept. 24-27. pp. 340-354.

Johnson, M.G., M.F.P. Michalski et A.E. Christie 1970. Effects of acid mine wastes on phytoplankton communities of two northern Ontario lakes. J. Fish. Res. Bd Can. 27: 425-444.

Jones, M. 1983. Communication personnelle. Environmental and Social Systems Analysts Ltd. Toronto.

Jones, M.G., M. Ouellet, D.F. Brakke 1980. The evolution of acidity in surface waters of Laurentides Park (Québec, Canada) over a period of 40 years. Oslo, Proceedings of the International Conference on Ecological Impact of Acid Precipitation at Sandefjord, Norway, 11-14 March 1980. 9 p.

Jones, M.G., M. Leclerc, M. Meybeck, M. Ouellet et M. Rousseau 1975. Etude limnologique préliminaire du réservoir Manicouagan, Québec. Verh. Int. Verein. Limnol. 19: 1758-1767.

Kramer, J. et A. Tessier 1982. Acidification of aquatic systems: a critique of chemical approaches. Environ. Sci. technol. 16: 606A-615A.

Kramer, J.R. 1980. Precise determination of low alkalinities using the modified Gran Analysis. Environmental Geochemister Report #1980/1, McMaster University, Hamiltohn, Ontario.

Kwiatkowski, R.E. et J.C. Roff 1976. Effects of acidity on the phytoplankton and primary productivity of selected northern Ontario lakes. Can. J. Bot. 54: 2546-2561.

Leblanc, A., A. Maire et A. Aubin 1981. Ecologie et dynamique des populations de copépodes (Cyclopoïda) des principaux types de milieux astatiques temporaires de la zone tempérée du Québec méridional. Can. J. Zool. No 59, pp. 722-732.

Legendre, P. et A. Vandor 1981. Logiciel R. Université du Québec à Montréal.

Legendre P., A. Chodorowski, W. Chodorowstro, P. Pichet et P. Potvin 1980. Qualité des eaux. Interprétation des données lacustres (1971-1977). Ministère de l'Environnment du Québec, Direction générale des inventaires et de la recherche, Service de la qualité des eaux et Centre de Recherche en sciences de l'environnement (CERSE), UQUAM (d'après des données du ministère des Richesses Naturelles). Québec. 407 p.

Legendre, L. et P. Legendre 1979. Ecologie numérique Tome I: Le traitement multiple des données écologiques. Collection d'écologie 12. Les presses de l'Université du Québec. 197 p.

Lewis, M.A., D.W. Evans, J.G. Weiner 1979. Manganese. In A review of the E. Red Book: Quality Criteria for Water. (R.V. Thurston, R.C. Russo, C.M. Fetterolf, Jr, T.A. Edsall, Y.M. Barber, Jr., eds), Water Quality Section Amer. Fish. Soc., Bethesda, Md., pp. 137-144.

Lewis, M. 1976. Effects of low concentrations of manganours sulphate on eggs and fry of rainbow trout. Prog. Fish. Cult. 38, 63-65.

Lind, O.T. 1974. Handbook of common methods in limnology. C.V. Mosby Company. 199 p.

Magnin, E. 1977. Écologie des eaux douces du territoire de la Baie James. Soc. d'Env. de la B. James, 454 pp.

Margaritora, F.G., E. Magnin, B. Pinel-Alloul 1975. Les cladocères littoraux de trois lacs des Laurentides à St-Hyppolite (Québec). Can. J. Zool. 53: 1898-1906.

Ménard, Y. 1982. Description du benthos de 35 échantillons du Bouclier canadien en 1981 pour Pêches et Océans Canada. Bio-Conseil inc. 11 p.

Muniz, I.P., H. Leivestad 1980. Acidification - Effects on freshwater fish. Proc. int. Ecological Impact Acid Precipitation, Norway, 1980. SNSF Project Edited by D. Drablos and A. Tollan. pp. 84-92.

Nadeau A., C. Desjardins et Y. Vigneault 1983. Teneurs en métaux et ions majeurs de chairs de poissons de trente-deux lacs du Québec. Rapp. Man. Can. Sci. halieut. aquat. (sous presse).

Nielsen, P. 1980. Acidification of a small watershed in southern Norway and some characteristics of acidic aquatic environments. Internationale revue des Geraten Hydrobiologie 65: 177-207.

Oden, S. 1976. The acidity problem-an outline of concepts. Water Air Soil Pollut., 6: 137-166.

Økland, S. 1969. Distribution and ecology of the freshwater snails (Gastropoda) of Norway. Malacologia 9: 143-151.

Ome 1979. Determination of the susceptibility to acidification of poorly buffered surface waters. Ontario Ministry of Environment, Limnology and toxicity section, water Resources Branch, 21 p.

Patalas, K. 1971. Crustacean plankton communities in forty-five lakes in the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. J. Fish. Res. Board Can. 28: 231-244.

Pinel-Alloul, B. et Godin-Blumer 1982. Analyse de 38 échantillons de zooplanctons de lacs du Québec. Centre de Recherches écologiques de Montréal. 11 p. + annexes.

Pinel-Alloul, B., P. Legendre et E. Magnin 1979. Zooplancton limnétique de 46 lacs et 17 rivières du territoire de la Baie James. Can. J. Zool. 57: 1693-1709.

Plinski, M. et E. Magnin 1979. Analyse écologique du phytoplancton de trois lacs des Laurentides (Québec, Canada). Can. J. Bot. 57: 2791-2799.

Raddum, G.G. 1980. Comparison of benthic invertebrates in lakes with different acidity. pp. 330-331. In Drablos D., et A. Tollan (Ed). Ecological impact of acid precipitation. Proc. int. conf. Sandefjord, Norway, March 11-14, 1980, SNSF, 383 p.

Raddum, G.G., A. Hobaek, E.R. Lomsland 1980. Phytoplankton and zooplankton in acidified lakes in South Norway. pp. 332-333. In: Drablos, D., A. Tollan (Ed). Ecological impact of acid precipitation.

Richard, F. 1983. Évaluation préliminaire des effets des précipitations acides sur le phytoplancton dans 176 lacs du Québec. Rapport non publié. Pêches et Océans Canada, Québec. Volume I. Résultats et analyse, Volume II, Données brutes.

Riley, G.A. 1939. Limnological studies in Connecticut, Ecol. Monogr. 9, pp. 66-94.

Roff, J.C., R.E. Kwiatkowski 1977. Zooplankton and zoobenthos communities of selected northern Ontario lakes of different acidities. Can. J. Zool. 55: 899-911.

Sauter, S., K. S. Buxton, K.J. Macek, S.R. Petrocelli 1976. Effects of exposure to heavy metals on selected freshwater fish. U.S. Environ. Prot. Ag. Off. of Res. and Develop., Duluth, Mn. EPA-600/3-76-105.

Schelder, W.A., D.S. Jeffries and P.J. Dillon 1979. Effects of acidic precipitation on Precambrian freshwaters in Southern Ontario. J. Great Lakes Res. 5: 45-51.

Schelder, W.A., D.S. Jeffries and P.J. Dillon 1978. Effects of acidic precipitation on precambrian freshwater in Southern Ontario. Ministry of the Environment of Ontario, Limnology unit, Water resources branch. Rexdale, Ont. 25 p.

Schindler, D.W., R. Wageman, R.B. Cook. T. Ruszczynski and J. Prokopowich 1980. Experimental acidification of lake 223, Experimental lakes area: background data and the first three years of acidification. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37: 342-354.

Schofield, C.L. 1976. Acid precipitation: effects on fish. Ambio, 5(5-6): 228-230.

Shilt, W.W. 1981. Sensibilité de la roche en place aux précipitations acides, modifications dues aux phénomènes glaciaires. Commission géologique du Canada. Étude 81-14, 7 p. + 3 cartes.

SNSF 1980. Acid Precipitation - effects on forest and fish. Final report of the SNSF-project 1972-1980. Overrein, L.N. H.M. Seip and A. Tollan, (eds). Norway, 175 p.

Sprules, W.G. 1975. Factors affecting the structure of limnetic zooplankton communities in central Ontario Lakes. Verh. Int. Verein. Limnol. 19: 635-643.

Spry, D.J., C.M. Wood et P.V. Hodson 1981. The effects of environmental acid on freshwater fish with particular reference to the softwater lakes in Ontario and the modifying effects of heavy metals. A literature review. Department of Fisheries and Oceans, Great Lakes Biolimnology Laboratory, Canada Centre for Inland Waters, Burlington (Ontario), and Department of Biology, Mc Master University, Hamilton. Can. Tech. Rep. on Fish. and Aquat. Sc., No 995. 145 p.

Talbot, J. 1983. Communication personnelle. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec.

Thompson, M.E. et M.B. Hutton 1981. Selected canadian lakes - cations, sulfate, pH, P_{CO2} relationships. National Water Research Institute, Burlington, Ontario, 31 pp.

Thompson, M.E. 1980. Acidic atmospheric precipitation: evaluation of its impact on some canadian surface waters. National Water Research Institute, Burlington, Ontario. Unpublished manuscript, 28 p.

Thompson, M.E. et E.B. Bennett 1980. Variation in the degree of acidification of river waters observed in Atlantic Canada. Proced. OECD-EPA Symp. on lake protection and restoration, Portland, Maine, 19 p.

Thompson, M.E. et F.C. Elder 1979. Sensitivity of the canadian aquatic regime to damage by long range transport of air pollutants. Environment Canada, National Water Research Institute, Burlington, Ontario. Manuscript report, 16 p.

Van Coillie, R., C. Theilen et Y. Vigneault 1983. Effets toxiques de l'aluminium chez les salmonidés en relation avec des conditions physico-chimiques acides. Direction de la Recherche sur les Pêches, ministère des Pêches et des Océans, Québec (rapport préliminaire).

Verriopoulos, G. et M. Moraitou-Apostolopoulou 1981. Effects of some environmental factors on the toxicity of cadmium to the copepod Tisbe holothuria.

Vollenweider, R.A. 1969. A manual on methods for measuring Primary Production in Aquatic Environments. Oxford, Blackwell Scientific Publications, IBP Handbook No 12. 213 p.

Wetzel, R.G. et G.E. Linkens 1979. Limnological analyses, W.B. Saunders company.

Wright, R.F., N. Conroy, W.T. Dickson, R. Harriman, A. Henriksen et C.L. Schofield 1980. Acidified lakes districts of the world: a comparison of water chemistry of lakes in southern Norway, southern Sweden, southwestern Scotland, the Adirondack mountains of New York and southeastern Ontario. Dans: Drablos, D. et A. Tollen (eds): Ecological impact of acid precipitation, pp. 337-379, SNSF project.

Wright, R.F., J. Dale, E.T.G. Jessing, G.R. Hendrey, A. Henriksen, M. Johannessen et I.P. Muniz 1976. Impact of acid precipitation on freshwater ecosystems in Norway. Water Air Soil Pollut., 6: 483-499.

Yan, N.D. 1979. Phytoplankton community of an acidified, heavy metal-contaminated lake near Sudbury, Ontario 1973-1977. Water, Air and Soil Pollut. 11: 43-55.

Yan, N.D. et P.M. Stokes 1978. Phytoplankton of an acidic lake, and its responses to experimental alterations of pH. Environ. conservation 5, 2: 93-100.

ANNEXE A

LISTE DES LACS ÉCHANTILLONNÉS DURANT L'ÉTÉ 1981

BASE Nom du lac	NUMERO DU LAC	CARTE TOPOGRAPH. (1:50000)	POSITION (Lat. et Long.)
BLANC SABLON #1			
	001 0761 188*	120	51°52' 58°34'
	002 0761 302	120	51°56' 58°34'
	003 0762 186	120	51°47' 58°15'
	004 0762 187	120	51°44' 58°28'
	005 0762 301	120	51°43' 58°14'
	006 0766 203	12P	51°48' 57°32'
	007 0766 204	12P	51°52' 57°30'
NATASHQUAN #2			
	008 0746 103	12L	50°46 62°24'
Des Quatres	009 0746 104	12L	50°42 62°12'
	010 0746 106	12L	50°50 62°12'
	011 0747 107	12L	50°58 62°09'
	012 0747 108	12K	50°47 61°48'
	013 0747 109	12K	50°44 61°46'
	014 0747 110	12K	50°43 61°08'
Glasson	015 0750 116	12K	50°38 61°32'
	016 0750 118	12K	50°50 61°27'
	017 0751 123	12K	50°44 61°26'
HAVRE ST-PIERRE #3			
	018 0730 68	221	50°49 64°26'
Caribou	019 0732 69	221	50°34 64°17'
	020 0732 70	221	50°38 64°17'
A Renard	021 0732 71	221	50°36 64°35'
	022 0737 88	12L	50°56 63°37'
Maurice	023 0738 90	12L	50°57 63°24'
	024 0737 124	12M	51°22 63°38'
	025 0738 132	12M	51°46 63°48'
	026 0738 135	12M	51°26 53°28'
	027 0738 136	12M	51°16 63°19'

* 001 → No Fortran final
07 → No Région hydrographique
61 → No Bassin versant
188 → No Séquentiel original

ANNEXE A (suite)

LISTE DES LACS ÉCHANTILLONNÉS DURANT L'ÉTÉ 1981

BASE Nom du lac	NUMERO DU LAC	CARTE TOPOGRAPH. (1:50000)	POSITION (Lat. et Long.)
SEPT-ILES #4			
	028 07 21 52	22J	50°29' 66°45'
	029 07 23 42	22J	50°30' 66°11'
Deville	030 07 23 43	22J	50°44' 66°07'
	031 07 23 44	22J	50°50' 66°06'
	032 07 23 61	22J	50°40' 66°18'
	033 07 23 74	220	51°03' 66°23'
	034 07 23 75	220	51°08' 66°12'
	035 07 19 58	22J	50°43' 67°15'
	036 07 19 54	22J	50°29' 67°04'
	037 07 19 55	22J	50°22' 67°04'
	038 07 19 56	22J	50°27' 67°19'
	039 07 19 57	22J	50°16' 67°19'
BAIE COMEAU #5			
	040 07 08 22	22F	49°22' 68°59'
	041 07 11 12	22F	49°53' 68°08'
	042 07 11 13	22F	49°42' 68°17'
	043 07 11 15	22F	49°44' 68°48'
	044 07 11 210	22F	49°41' 68°46'
	045 07 11 206	22F	49°34' 68°36'
	046 07 11 208	22F	49°22' 68°39'
	047 07 11 209	22G	49°34' 67°55'
	048 07 11 211	22F	49°30' 68°56'
	049 07 11 32	22G	49°37' 67°50'
MANICOUAGAN #6			
	050 07 10 17	22N	51°07' 69°25'
	051 07 10 33	22K	50°57' 69°19'
	052 07 10 34A	22K	50°10' 68°27'
	053 07 10 35	22K	50°37' 69°37'
	054 07 11 36	22K	50°45' 68°40'
	055 07 11 37	22K	50°36' 68°33'
	056 07 11 37A	22K	50°19' 68°27'
	057 07 11 39	22K	50°09' 68°31'
	058 07 11 40	22K	50°08' 68°34'
	059 07 11 41	22K	50°06' 68°17'

ANNEXE A (suite)

LISTE DES LACS ÉCHANTILLONNÉS DURANT L'ÉTÉ 1981

BASE Nom du lac	NUMERO DU LAC		CARTE TOPOGRAPH. (1:50000)	POSITION (Lat. et Long.)
GAGNON #7				
	060	0711 19	22N	51°52' 68°58'
	061	0711 20	22N	51°43' 68°56'
	062	0711 21	22N	51°55' 68°35'
	063	0711 21A	22N	51°40' 68°56'
	064	0711 28	22N	51°48' 68°41'
	065	0711 48	22O	51°43' 67°43'
	066	0711 48A	22O	51°31' 67°47'
	067	0711 49	22O	51°38' 67°42'
	068	0711 50	22O	51°37' 67°48'
	069	0711 51	22O	51°33' 67°38'
	070	0711 215	22N	51°48' 68°44'
CHUTE DES PASSES #8				
	071	0618 14	22E	49°21' 71°52'
	072	0621 40	22E	49°37' 71°48'
	073	0621 43	22E	49°37' 71°42'
	074	0622 13	22E	49°36' 71°33'
	075	0622 14	22E	49°53' 70°53'
	076	0622 15A	22E	49°47' 71°32'
La Capellière	077	0622 16	22E	49°42' 71°47'
	078	0622 36	22L	50°06' 70°58'
Kalamalka	079	0622 37	22L	50°16' 70°57'
	080	0622 38	22L	50°12' 71°28'
	081	0622 39	22L	50°06' 71°47'
	082	0622 41	22E	49°58' 71°27'
	083	0622 45	22E	50°03' 71°26'
ALMA #9				
Marchand	084	0607 021	21M	47°54' 71°03'
	085	0610 017	22O	48°02' 71°29'
	086	0610 020	21M	47°49' 71°02'
	087	0610 400	22O	48°04' 71°34'
	088	0610 401	22O	48°09' 71°43'
	089	0622 015	22O	48°51' 71°33'
	090	0622 028	22O	48°53' 71°19'
	091	0622 030	22E	49°12' 71°17'
	092	0622 031	22E	49°06' 71°36'
	093	0625 029	22E	49°14' 71°07'
	094	0625 17A	22E	49°12' 71°36'
	095	0625 026	22O	48°59' 71°05'

ANNEXE A (suite)

LISTE DES LACS ÉCHANTILLONNÉS DURANT L'ÉTÉ 1981

BASE Nom du lac		NUMERO DU LAC	CARTE TOPOGRAPH. (1:50000)	POSITION (Lat. et Long.)
ROBERVAL #10				
	096	0501 029	32A	48°18' 73°01'
	097	0501 034	32A	48°02' 72°40'
Bonhomme	098	0501 035	32A	48°16' 72°58'
Crespieul	099	0616 001	32A	48°05' 72°19'
	100	0616 002	32A	48°21' 72°16'
	101	0619 022	32A	48°30' 72°41'
	102	0621 004	32H	49°08' 73°04'
	103	0621 006	32H	49°08' 72°55'
	104	0621 030	32H	49°08' 72°48'
	105	0621 301	32H	49°07' 72°44'
	106	0621 302	32H	49°06' 72°40'
	107	0621 303	32H	49°10' 72°36'
LA TUQUE #11				
Bourgeoys	108	0501 36	31P	47°28' 72°37'
Dargis	109	0501 37	31P	47°16' 73°20'
Vermillon	* 110	0501 38	31P	47°20' 73°21'
Bellavance	111	0501 39	31P	47°22' 73°18'
	112	0501 40	31P	47°20' 73°14'
Windermere	113	0501 41	31P	47°13' 73°21'
	114	0501 42	31P	47°13' 73°16'
Decoste	115	0501 43	31P	47°14' 73°27'
	116	0501 45	31P	47°20' 72°14'
	117	0501 400	31P	47°23' 72°16'
	118	0501 401	31P	47°27' 72°06'
Laure	119	0501 402	31P	47°34' 72°08'
	120	0501 403	31P	47°36' 72°12'
	121	0501 404	31P	47°43' 72°25'
	122	0501 405	31P	47°28' 72°29'
QUÉBEC #12				
	123	0504 300	21M	47°15' 71°34'
	124	0504 301	21M	47°13' 71°34'
	125	0504 302	21M	47°13' 71°41'
	126	0504 304	21M	47°22' 71°40'

* (Ce lac a été échantillonné deux fois en deux jours. Seules les données du premier échantillonnage ont été retenues).

ANNEXE A (suite)

LISTE DES LACS ÉCHANTILLONNÉS DURANT L'ÉTÉ 1981

BASE Nom du lac		NUMERO DU LAC		CARTE TOPOGRAPH. (1:50000)	POSITION (Lat. et Long.)
QUÉBEC (suite)					
		127	0504 305	21M	47°25' 71°37'
		128	0615 431	21M	47°30' 71°38'
		129	0615 432	21M	47°34' 71°46'
		130	0615 433	21M	47°37' 71°43'
MANIWAKI #13					
		131	0406 100	31J	46°13' 75°19'
		132	0406 101	31J	46°14' 75°27'
		133	0406 102	31J	46°20' 75°25'
		134	0406 103	31J	46°13' 75°23'
Hydroplane		135	0406 104	31J	46°15' 75°16'
	*	136	0406 105		46°11' 75°34'
		137	0408 200	31K	46°36' 76°30'
		138	0408 201	31K	46°37' 76°42'
		139	0408 202	31K	46°47' 76°34'
		140	0408 203	31K	46°48' 76°29'
	*	141	0406 62	31J	46°11' 75°34'
Weldie		142	0408 61	31K	46°43' 76°39'
D'Argent		143	0413 03	31K	46°23' 76°43'
		144	0413 039	31K	46°11' 76°43'
Cameron		145	0413 048	31K	46°25' 76°51'
Bon		146	0430 033	31G	45°53' 75°48'
		147	0430 046	31K	46°08' 76°53'
De l'Achigan		148	0430 060	31K	46°15' 77°06'
	**	149	0408 INRS	31K	46°26' 76°09'
CLOVA #14					
Duschatel		150	0408 09	31O	47°28' 75°04'
BelleFleur		151	0408 12	31O	47°37' 75°32'
La Joue		152	0408 43	31O	47°33' 75°07'
Sauterelle		153	0408 47	31O	47°47' 74°51'
Edna		154	0408 55	31O	47°43' 75°17'

* (Ces deux lacs sont identiques. Suite à un accident sur le numéro 136, ce lac fut rééchantillonné plus tard, sous le numéro 141, pour compléter et comparer les données).

** (Lac échantillonné pour l'INRS).

ANNEXE A (suite)

LISTE DES LACS ÉCHANTILLONNÉS DURANT L'ÉTÉ 1981

BASE Nom du lac	NUMERO DU LAC	CARTE TOPOGRAPH. (1:50000)	POSITION (Lat. et Long.)
CLOVA (suite)			
Hamilton	155 0408 56	31O	47°56' 75°08'
	156 0408 59	32B	48°04' 75°27'
Fulham	157 0430 06	31O	47°46' 75°57'
Sarazin	158 0430 53	31O	47°47' 75°51'
	159 0430 54	31O	47°47' 75°51'
Fredin	160 0501 27	31O	47°17' 74°17'
Nivelle	161 0501 28	31O	47°18' 74°27'
SENNETERRE #15			
Cimetière	162 0807 22	32C	48°45' 76°18'
Martin	163 0807 23	32C	48°27' 76°49'
Jacques	164 0807 26	32C	48°26' 76°59'
Roger	165 0807 34	32C	48°46' 76°14'
	166 0807 81	32C	48°44' 76°44'
	167 0807 120	32C	48°39' 76°29'
	168 0807 123	32C	48°29' 76°52'
	169 0807 124	32C	48°29' 76°56'
	170 0807 83	32C	48°47' 76°30'
CHAPAIS #16			
Messine	171 0807 39	32G	49°21' 74°36'
Hook	172 0807 70	32G	49°58' 74°56'
Burton	173 0807 71	32G	49°52' 75°08'
Springer	174 0807 109	32G	49°48' 74°47'
	175 0807 17	32G	49°38' 74°47'
	176 0807 103	32G	49°52' 74°41'
	177 0807 104	32G	49°56' 74°37'
	178 0807 105	32J	50°02' 75°13'
	179 0807 106	32J	50°04' 75°11'
	180 0807 108	32G	49°34' 75°30'
	181 0807 110	32G	49°25' 74°28'
	182 0807 112	32G	49°19' 74°34'
	183 0807 113	32G	49°16' 74°32'
	184 0807 114	32G	49°16' 74°31'
	185 0807 115	32G	49°14' 74°35'
	186 0807 111	32G	49°42' 74°25'

ANNEXE A (suite)

LISTE DES LACS ÉCHANTILLONNÉS DURANT L'ÉTÉ 1981

BASE Nom du lac	NUMERO DU LAC	CARTE TOPOGRAPH. (1:50000)	POSITION (Lat. et Long.)
NEMISCAU #17			
187	0810 08	32N	51°18' 76°16'
188	0810 53	32N	51°24' 76°27'
189	0810 69	32N	51°16' 76°45'
190	0810 92	320	51°40' 75°38'
191	0810 93	320	51°34' 75°42'
192	0810 94	32N	51°36' 76°03'
193	0810 95	32N	51°36' 76°01'
194	0810 96	32N	51°38' 76°05'
195	0810 97	32N	51°41' 76°04'
196	0810 98	32N	51°42' 76°20'
197	0810 101	32N	51°23' 76°04'
198	0810 102	32N	51°46' 76°03'

ANNEXE B

CARACTERISTIQUES MORPHOMETRIQUES DES LACS ECHANTILLONNES

B.1 Régions hydrographiques

Région hydrographique	Superficie du bassin versant (km^2)			Superficie du lac (km^2)			Rapport des superficies lac/ bassin versant			Longueur effective (km)			Largeur effective (km)			Profondeur au centre (m)			Altitude (m)			Pentes (%)		
	X	MIN	MAX	X	MIN	MAX	X	MIN	MAX	X	MIN	MAX	X	MIN	MAX	X	MIN	MAX	X	MIN	MAX	FAI.	MOY.	FORT.
Outaouais	7,54	0,78	24,23	1,16	0,03	6,73	,16	,02	,40	2,6	0,3	5,6	0,9	0,2	3,1	15,4	3,5	>30,0	379	241	497	24	62	14
La Mauricie	5,54	1,05	17,27	0,82	0,13	2,36	,17	,04	,30	2,0	0,8	5,3	0,7	0,2	1,6	16,4	4,0	>30,0	488	328	802	24	64	12
Saguenay/Lac St-Jean	6,46	1,02	38,11	0,76	0,21	3,80	,14	,02	,33	2,0	0,8	3,9	0,6	0,2	1,8	10,8	4,0	>30,0	481	226	866	25	75	--
Côte-Nord	10,07	1,17	175,63	1,20	0,15	3,89	,18	,01	,37	2,6	0,8	7,6	0,8	0,2	2,1	17,6	5,0	>25,0	416	154	922	20	50	30
Abitibi/Baie-James	7,07	0,84	25,25	1,08	0,23	4,56	,17	,04	,32	2,2	0,8	5,6	0,9	0,3	2,3	8,6	4,0	>30,0	363	251	466	57	41	2
ENSEMBLE DES LACS	7,84	0,78	175,63	1,04	0,03	6,73	0,17	0,01	0,40	2,3	0,3	7,6	0,8	0,2	3,1	14,3	2,5	>30,0	412	154	922	29	56	15

ANNEXE B (suite)

CARACTERISTIQUES MORPHOMETRIQUES DES LACS ECHANTILLONNES

B.2 Par bases opérationnelles

Bases	Superficie du bassin versant (km^2)			Superficie du lac (km^2)			Rapport des superficies lac/ bassin versant			Longueur effective (km)			Largeur effective (km)			Profondeur au centre (m)			Altitudes (m)			Pentes (%)		
	X	MIN	MAX	X	MIN	MAX	X	MIN	MAX	X	MIN	MAX	X	MIN	MAX	X	MIN	MAX	X	MIN	MAX	X	MIN	MAX
Natashquan	5,88	2,67	11,53	1,71	0,66	3,81	0,28	0,19	0,37	2,4	1,0	4,5	1,2	0,4	1,8	15,0	5,0	>25,0	242	154	389	50	40	10
Havre St-Pierre	9,70	4,47	20,35	1,26	1,17	3,89	0,12	0,06	0,23	3,6	1,5	7,6	0,8	0,3	1,9	17,6	5,0	>25,0	393	226	526	--	60	40
Sept-Iles	5,99	1,34	12,12	0,85	0,20	2,02	0,16	0,07	0,25	2,1	1,0	3,9	0,7	0,3	1,3	19,3	5,0	>25,0	478	269	610	--	25	75
Baie Comeau	4,68	1,26	10,55	0,56	0,15	1,14	0,16	0,04	0,36	1,7	1,0	3,3	0,6	0,2	1,0	22,3	8,0	>25,0	350	195	436	--	50	50
Manicouagan	12,36	1,91	43,85	1,88	0,47	3,47	0,20	0,06	0,29	3,1	2,0	4,5	1,2	0,4	2,1	17,4	5,0	>25,0	484	378	576	10	70	20
Gagnon	21,50	1,17	175,63	1,04	0,23	3,11	0,15	0,01	0,29	2,5	0,8	6,9	0,7	0,3	1,4	16,2	5,0	>25,0	690	512	922	27	73	--
Chute-des-Passes	11,16	2,22	38,11	1,22	0,39	3,80	0,14	0,02	0,28	2,3	1,0	3,9	0,8	0,4	1,8	14,3	6,0	>30,0	466	308	646	31	69	--
Alma	4,39	1,02	7,85	0,58	0,28	0,98	0,15	0,09	0,33	2,1	1,1	3,2	0,6	0,3	1,0	10,0	5,0	20,0	497	256	866	17	83	--
Roberval	4,00	1,47	10,52	0,64	0,25	2,36	0,17	0,07	0,27	2,1	1,1	5,3	0,5	0,2	1,4	9,5	4,0	>30,0	346	226	512	45	55	--
La Tuque	6,90	1,90	17,27	0,91	0,28	1,74	0,15	0,07	0,28	2,1	0,8	3,7	0,9	0,5	1,6	19,1	4,0	>30,0	408	328	466	20	60	20
Québec	2,47	1,05	3,38	0,26	0,13	0,36	0,12	0,04	0,25	1,1	0,8	1,4	0,4	0,2	0,6	10,5	5,0	14,0	709	623	802	--	100	--
Manwaki	7,58	0,78	24,23	1,01	0,13	6,73	0,15	0,06	0,40	2,4	0,5	5,6	0,8	0,2	3,1	15,9	6,0	>30,0	330	241	451	21	68	11
Clova	6,91	1,66	17,65	1,39	0,03	3,96	0,20	0,02	0,30	2,8	0,3	5,3	1,0	0,2	3,1	14,0	3,5	>30,0	428	360	497	34	49	17
Senneterre	5,68	0,84	16,76	1,32	0,23	4,56	0,23	0,12	0,32	2,1	0,8	4,2	1,1	0,5	2,3	8,9	4,0	18,0	413	389	466	44	56	--
Chapais	9,17	4,14	25,25	0,73	0,35	1,30	0,10	0,04	0,17	2,0	1,3	2,9	0,6	0,3	0,9	7,4	4,0	14,0	385	318	434	43	50	7
Némiscau	6,55	2,61	15,05	1,18	0,30	4,20	0,18	0,05	0,31	2,3	1,0	5,6	0,9	0,4	1,9	9,3	4,0	>30,0	292	251	354	83	17	--
ENSEMBLE DES LACS	7,84	0,78	175,63	1,04	0,03	6,73	0,17	0,01	0,40	2,3	0,3	7,6	0,8	0,2	3,1	14,3	5,0	>30.0						

ANNEXE C

STATISTIQUES DESCRIPTIVES DE LA PHYSICO-CHIMIE DES LACS

C 1 Tout le territoire

Paramètres	Nb lacs	Min.	Max.	Moy. (X)	Média.	Varia. (S^2)	Coeff. de var.	Interv. de conf.
Profondeur photique (m.)	183	1,0	11,0	3,7	3,3	23,7	42	± 2,2
Couleur (U.H.)	180	5	80	24	20	259	68	± 2,3
Conductivité (µS/cm)	180	5	310	42	40	1418	89	± 5,5
pH	181	4,6	7,6	6,0	6,0	0,4	10	± 0,1
Alcalinité (µéq/l)	170	0,1	1370	61,9	25,0	19718	227	± 21,3
Ca (µéq/l)	179	12,5	900	109	71,0	16197	117	± 18,8
Mg (µéq/l)	179	6,5	369	37,1	28,2	1578	107	± 5,9
K (µéq/l)	179	2,6	26,0	7,9	7,1	22,4	60	± 0,7
Na (µéq/l)	179	8,6	51,6	24,6	23,9	58,9	31	± 1,1
Cl (µéq/l)	180	2,8	33,6	10,7	8,8	38,0	57	± 0,9
SO_4 (µéq/l)	180	6,3	218	55,8	45,1	1459	68	± 5,6
NO_3 (µéq/l)	170	0,7	5,7	1,21	0,8	0,9	79	± 0,1
Al (µg/l)	178	1	1230	115	80	18105	116	± 19,9
Mn (µg/l)	179	1	40	13	10	83	71	± 1,3
Fe (µg/l)	179	2	623	102	78	10295	100	± 15
Cu (µg/l)	179	1	22	4	3	5	65	± 0,3
Zn (µg/l)	179	3	33	11	11	23	42	± 0,7
Ni (µg/l)	179	1	9	5	5	2	30	± 0,2
Pb (µg/l)	179	1	6	2	2	1	48	± 0,1
Cd (µg/l)	178	0,1	3,7	0,4	0,3	0,2	110	± 0,1

ANNEXE C (suite)

STATISTIQUES DESCRIPTIVES DE LA PHYSICO-CHIMIE DES LACS

C 2 Région hydrographique 04- Outaouais

Paramètres	Nb lacs	Min.	Max.	Moy. (X)	Média.	Varia. (S^2)	Coeff. de var.	Interv. de conf.
Profondeur photique (m.)	29	2	8	4,5	4,4	27	37	± 0,6
Couleur (U.H.)	26	5	35	13,2	10,4	44,1	50,2	± 2,7
Conductivité (µS/cm)	26	5	70	29,5	19,7	355	63,9	± 7,6
pH	26	5,2	7,4	6,2	5,9	,44	10,7	± 0,3
Alcalinité (µéq/l)	26	,5	536	88,4	32,5	17850	151	± 54
Ca (µéq/l)	27	45	775	194	124	36504	98	± 75,6
Mg (µéq/l)	27	26,2	92,7	54,7	50,8	287	31	± 6,7
K (µéq/l)	27	7,8	26	13,8	13,5	16,5	29,5	± 1,6
Na (µéq/l)	27	17,2	43	25,3	23,9	40,5	24,8	± 2,5
Cl (µéq/l)	26	5,6	11,2	8,3	8,3	2,8	20,2	± 0,7
SO_4 (µéq/l)	26	48,3	218	120	120,7	1199	28,9	± 14
NO_3 (µéq/l)	26	,4	1,4	,83	,74	,12	41,5	± 0,1
Al (µg/l)	27	9	176	46,1	35	1561	85,7	± 15,6
Mn (µg/l)	27	,5	40	15,3	12	131	75	± 4,5
Fe (µg/l)	27	4	412	67,5	64	7025	124	± 33,1
Cu (µg/l)	27	,5	7	3	2,9	2,1	44,2	± 0,6
Zn (µg/l)	27	5	33	12,4	11,1	39,2	50,6	± 2,5
Ni (µg/l)	27	2	8	5	5,1	1,7	25,5	± 0,5
Pb (µg/l)	27	1	4	2,1	2	,8	44,2	± 0,4
Cd (µg/l)	27	,02	1,4	3,1	2,9	2,1	47,2	± 0,1

ANNEXE C (suite)

STATISTIQUES DESCRIPTIVES DE LA PHYSICO-CHIMIE DES LACS

C 3 Région hydrographique 05- La Mauricie

Paramètres	Nb lacs	Min.	Max.	Moy. (X)	Média.	Varia. (S^2)	Coeff. de var.	Interv. de conf.
Profondeur photique (m.)	25	2	8	3,7	3,1	26,6	44	± 0,7
Couleur (U.H.)	25	5	53	18,8	14	147	64,4	± 5
Conductivité (µS/cm)	25	10	60	31,4	30	138	37,5	± 4,9
pH	25	4,7	7	6,2	6,4	,3	8,7	± 0,2
Alcalinité (µéq/l)	25	,1	98,1	34,4	33,3	591	70,7	± 10
Ca (µéq/l)	25	31	118	80,7	82,5	455	26,4	± 8,8
Mg (µéq/l)	25	12,3	58,2	32,1	32,8	99,9	31,1	± 4,1
K (µéq/l)	25	5,2	13	8,3	8,1	6,8	31,3	± 1,0
Na (µéq/l)	25	17,2	34,4	25,8	25,2	32,4	22	± 2,3
Cl (µéq/l)	25	2,8	14	7,7	8	8,7	38,1	± 1,2
SO_4 (µéq/l)	25	18,9	96,6	63,3	61,4	623	39,4	± 10,3
NO_3 (µéq/l)	25	,4	4,3	1,4	,9	1,2	78,4	± 0,4
Al (µg/l)	25	,5	1230	134	47	89625	222	±123,6
Mn (µg/l)	25	3	38	17,2	18	103	59,2	± 4,2
Fe (µg/l)	25	4	287	104	83,8	6042	74,7	± 32
Cu (µg/l)	25	1	4	2,2	2,1	,7	39,4	± 0,4
Zn (µg/l)	25	5	22	13,6	14	21,3	34	± 1,9
Ni (µg/l)	25	2	8	5,1	5,1	1,9	26,6	± 0,6
Pb (µg/l)	25	1	4	1,8	1,7	,6	44,3	± 0,3
Cd (µg/l)	25	,01	3,7	,3	,03	,6	258	± 0,3

ANNEXE C (suite)

STATISTIQUES DESCRIPTIVES DE LA PHYSICO-CHIMIE DES LACS

C 4 Région hydrographique 06- Lac St-Jean

Paramètres	Nb lacs	Min.	Max.	Moy. (X)	Média.	Varia. (S^2)	Coeff. de var.	Interv. de conf.
Profondeur photique (m.)	36	1,0	5,0	2,7	2,8	9,5	36	± 0,3
Couleur (U.H.)	36	2,5	80	33,6	32,5	368	57,1	± 6,5
Conductivité (µS/cm)	36	15	85	49	42,5	354	38,4	± 6,4
pH	37	5,5	7,2	6,2	6,2	,2	6,5	± 0,1
Alcalinité (µéq/l)	26	,1	278	55,3	42,6	3640	109,1	± 24,4
Ca (µéq/l)	35	45,5	440	119	90,5	7753	73,5	± 30,2
Mg (µéq/l)	35	15,6	78,7	33,1	27,9	177	40,3	± 4,6
K (µéq/l)	35	5,2	20,8	10,3	9,6	15,7	38,4	± 1,4
Na (µéq/l)	35	12,9	47,3	25,2	23,9	73	33,9	± 2,9
Cl (µéq/l)	36	2,8	19,6	9,4	9	20,2	47,8	± 1,5
SO_4 (µéq/l)	36	25,2	176	52,8	47,9	627	47,5	± 8,5
NO_3 (µéq/l)	26	,4	5,7	1,2	,8	1,1	92,2	± 0,4
Al (µg/l)	35	17	297	103,2	81,2	4393	64,2	± 22,8
Mn (µg/l)	35	4	37	16,5	14,3	64,9	48,9	± 2,8
Fe (µg/l)	35	48	623	193	147	15219	63,7	± 42,3
Cu (µg/l)	35	1	7	3,7	3,4	2,5	43	± 0,5
Zn (µg/l)	35	4	19	11,9	12,3	11,5	28,5	± 1,2
Ni (µg/l)	35	3	8	5,1	5	1,8	25,9	± 0,5
Pb (µg/l)	35	1	3	1,7	1,5	,5	43,8	± 0,2
Cd (µg/l)	35	,01	2,1	,3	,3	,2	128	± 0,1

ANNEXE C (suite)

STATISTIQUES DESCRIPTIVES DE LA PHYSICO-CHIMIE DES LACS

C 5 Région hydrographique 07- Côte Nord

Paramètres	Nb lacs	Min.	Max.	Moy. (X)	Média.	Varia. (S^2)	Coeff. de var.	Interv. de conf.
Profondeur photique (m.)	63	1,5	11,0	3,9	3,8	21,3	37	± 0,4
Couleur (U.H.)	63	2,5	60	25,1	24,6	193	55,3	± 3,5
Conductivité (µS/cm)	63	10	310	58,4	47,5	2742	89,7	± 13,2
pH	63	4,6	7,6	5,9	5,8	,5	12	± 0,2
Alcalinité (µéq/l)	63	,5	215	26	5,4	1486	148	± 9,7
Ca (µéq/l)	63	12,5	305	56,7	51,6	1675	72,1	± 10,3
Mg (µéq/l)	63	6,6	63,1	22,2	18,7	131	51,6	± 2,9
K (µéq/l)	63	2,6	13	4,4	3,6	6,5	57,6	± 0,6
Na (µéq/l)	63	8,6	51,6	22	21,3	68,7	37,7	± 2
Cl (µéq/l)	63	1,4	33,6	12,5	10,9	69	66,6	± 2
SO_4 (µéq/l)	63	6,3	52,5	26,5	26,4	117	40,9	± 2,7
NO_3 (µéq/l)	63	,4	5,7	1,2	,8	1	83,3	± 0,3
Al (µg/l)	63	24	332	154	131	6681	53	± 20,6
Mn (µg/l)	63	1	26	7,9	6	35,1	75,1	± 1,5
Fe (µg/l)	63	4	314	77,6	67,8	6461	103	± 20,2
Cu (µg/l)	63	1	9	3,6	3,3	2,3	42,6	± 0,4
Zn (µg/l)	63	3	29	10,1	9	25,1	49,4	± 1,3
Ni (µg/l)	63	1	8	4,5	4,5	2,4	34,2	± 0,4
Pb (µg/l)	63	1	6	2,4	2,2	1,2	46,5	± 0,3
Cd (µg/l)	63	,01	1,7	,4	,4	,1	80,5	± 0,1

ANNEXE C (suite)

STATISTIQUES DESCRIPTIVES DE LA PHYSICO-CHIMIE DES LACS

C 6 Région hydrographique 08- Abitibi et Baie James

Paramètres	Nb lacs	Min.	Max.	Moy. (X)	Média.	Varia. (S^2)	Coeff. de var.	Interv. de conf.
Profondeur photique (m.)	30	1,5	8,0	3,7	3,1	25,6	43	± 0,6
Couleur (U.H.)	30	2,5	70	22	15	337	83,5	± 6,9
Conductivité (µS/cm)	30	5	140	20,9	10,2	698	126	± 9,9
pH	30	4,6	7,2	5,9	5,7	,4	11,4	± 0,2
Alcalinité (µéq/l)	30	,5	1370	142	20,2	81822	200,3	±106,8
Ca (µéq/l)	29	28,5	900	151	55	39568	131,3	± 75,7
Mg (µéq/l)	29	7,4	369	62,2	19,7	7678	140	± 33,3
K (µéq/l)	29	2,6	23,4	7	5,8	18,9	62,1	± 1,6
Na (µéq/l)	29	17,2	43	27,7	26,8	40,4	22,9	± 3,4
Cl (µéq/l)	30	2,8	19,6	13,2	14,3	24,8	37,6	± 1,9
SO_4 (µéq/l)	30	10,5	102	59	61,9	812	48,2	± 10,6
NO_3 (µéq/l)	30	,4	3,5	1,5	1,3	1	67,7	± 0,4
Al (µg/l)	28	28	452	93,1	68,5	7266	91,5	± 33
Mn (µg/l)	29	2	34	12,4	10,2	62,5	63,5	± 3
Fe (µg/l)	29	2	322	72,7	25	7048	115	± 31,9
Cu (µg/l)	29	1	22	5,3	3,9	18,8	81,6	± 1,6
Zn (µg/l)	29	6	21	10,9	10,4	10,4	29,6	± 1,2
Ni (µg/l)	29	2	9	4,9	4,7	2,8	33,8	± 0,6
Pb (µg/l)	29	1	4	2,1	2	,9	46,4	± 0,4
Cd (µg/l)	28	,01	1,7	,5	,4	,2	82,3	± 0,2

ANNEXE D

POISSONS. RÉSULTATS DE PÊCHE EXPÉRIMENTALE, 1981

Base d'opération	No du lac	Nb esp.	Nb de poissons par espèces[1]	Nb total de pois. (n)	Durée de la pêche (hre) (h)	Rend. de pêche[2] (R)	pH du lac
Blanc Sablon	6	1	25:sf	25	70	8,6	6,3
	7	2	23:sf, 2:ss	25	75	7,9	6,1
Natashquan	15	1	1:sf	1	7	3,4	4,9
	17	0	0	0	15	0	4,9
Havre St-Pierre	22	0	0	0	43	0	5,6
	23	0	0	0	20	0	5,7
Sept-Iles	28	0	0	0	19	0	5,0
	37	0	0	0	20	0	4,6
Baie Comeau	46	1	27:sf	27	20	32,4	5,3
	48	1	12;sf	12	20	14,4	6,0
Manicouagan	54	1	8:sf	8	20	9,6	6,9
	55	1	7:sf	7	20	8,4	6,6
Gagnon	61	1	1:sf	1	20	1,2	7,1
	62	4	3:sf, 4:cc, 7:Cc, 1:11	15	21	17,0	5,9
Chute-des-Passes	76	3	2:el, 3:cc, 1:Cc	6	17	8,4	6,2
	77	2	4:sn, 1:el	5	18	8,4	5,9
Alma (Parc)	84	1	50:sf	50	15,5	77,3	6,1
	85	4	3:sf, 13:ss, 11:cc, 2:Cc	29	11,5	60,5	6,2
Roberval	99	1	11:cc	11	27	9,8	6,6
	100	2	7:sf, 13:cc	20	27	17,8	7,1
La Tuque (est)	108	1	12:sf	12	16	18,0	5,8
	117	3	8:sf, 32:cc, 2:nc	42	17	59,3	6,7
La Tuque (ouest)	112	4	18:sf, 11:sn, 2:pl, 1:nc	32	17,5	43,9	6,5
	114	1	8:pl	8	16,5	11,6	6,5

ANNEXE D (suite)

POISSONS. RÉSULTATS DE PÊCHE EXPÉRIMENTALE, 1981

Base d'opération	No du lac	Nb esp.	Nb de poissons par espèces[1]	Nb total de pois. (n)	Durée de la pêche (hre) (h)	Rend. de pêche[2] (R)	pH du lac
Québec (Parc)	126	1	23:sf	23	23	24,0	6,1
	127	1	56:sf	56	23	58,0	5,5
Manlwaki (est)	131	3	10:sf, 3:sn, 1:Cc	14	16	21,0	7,1
	132	1	1:sf	1	15,5	1,5	7,4
Manlwaki (ouest)	143	4	6:el, 11:cc, 1:lc, 3:cy	21	17	29,6	
	145	2	3:cc, 3:cy	6	16	9,0	5,9
Senneterre	163	3	5:sv, 1:cc, 14:co	20	17	28,2	5,2
	164	2	3:el, 10:cc	13	17,5	17,8	5,5
Chapais	175	3	22:sv, 7:co, 5:ca	34	16	51,0	5,7
	176	2	6:el, 3:ca	9	19	11,4	6,8
	178	2	12:sv, 2:el	14	20	16,8	5,4
	179	2	6:sv, 5:el	11	17	15,5	6,6
Némiscau	192	1	2:el	2	22,5	2,1	5,7
	196	2	1:sf, 2:co	3	14,5	4,9	5,4

[1]: légende: sf: Salvelinus fontinalis
sn: Salvelinus namaycush
ss: Salvelinus salvelinus
sv: Stizostedion vitreum
el: Esox lucius
cc: Catostomus commersoni
Cc: Catostomus catostomus
pl: Perca flavescens
ll: Lota lota
No: Notemigonus crysoleucas
lc: Ictalurus nebulosus
cy: Cyprinidae sp
co: Coregonus sp
ca: Catostomus sp

[2] $R = \frac{n}{h} \times 24$ heures

ANNEXE E

PHYTOPLANCTON. LISTE DES TAXONS IDENTIFIÉS

Clorophytes:

Actinastrum sp.
Anristrodesmus sp.
Arthrodesmus sp.
Closteriopsis sp.
Closterium sp.
Coelastrum sp.
Cosmarium sp.
Crucigenia sp.
Desmidium sp.
Euastrum sp.
Gloeocystis sp.
Kirchneriella sp.
Micrasterias sp.
Pediastrum sp.
Scenedesmus sp.
Spinocloster1um sp.
Spondylosium sp.
Staurastrum sp.
Tetrasdesmus sp.
Tetraëdron sp.
Tetraspora sp.

Chrysophytes:

Bacillariophyceae (Diatomées)

Asterionella sp.
Cocconeis sp.
Coscinodiscus sp.
Cyclotella sp.
Cymbella sp.
Diatoma sp.
Fragilaria sp.
Gomphonema sp.
Melosira sp.
Navicula sp.
Nitzschia sp.
Rhizosolenia sp.
Stephanodiscus sp.
Synedra sp.
Tabellaria sp.

ANNEXE E (suite)

PHYTOPLANCTON. LISTE DES TAXONS IDENTIFIÉS

Chrysophyceae	Dinobryon sp. Synura sp.
Cyanophytes:	Anabaena sp. Aphanizomenon sp. Gloeotheca sp. Nostoc sp. Rhabdoderma sp.
Pyrrophytes:	Massartia sp.
Cryptophyceae	Cryptomona sp. Rhodomonas
Euglenophytes:	Colacium sp.

ANNEXE F

ZOOPLANCTON. RÉSULTATS BRUTS DE L'EXAMEN ET DE L'IDENTIFICATION

F 1 LISTE DES TAXONS IDENTIFIÉS

ROTIFÈRES

Euchlanis sp. Ehrenberg
Kellicottia bostoniensis (Rousselet, 1908)
Keratella cochlearis (Gosse, 1851)
Keratella serrulata Rylov, 1926
Keratella taurocephala Myers,1938
Keratella hiemalis Carlin, 1943
Lecane luna (Muller, 1776)
Lecane bulla (Gosse, 1851)
Lecane quadridentatus (Ehrenberg, 1832)
Trichocerca cylindrica (Imhof, 1891)
Asplanchna priodonta (Gosse, 1850)
Polyarthra vulgaris (Carlin, 1943)
Conochilus unicornis (Rousselet, 1892)

CLADOCÈRES

Leptodora kindtii (Focke, 1844)
Sida crystallina (O.F. Müller, 1875)
Holopedium gibberum (Zaddach, 1885)
Daphnia longiremis (Sars, 1861)
Daphnia dubia (Herrich, 1895)
Daphnia galeata mendotae (Birge, 1918)
Daphnia retrocurva (Forbes, 1882)
Daphnia middendorffiana (Fischer, 1851)
Daphnia catawba (Coker, 1926)
Daphnia sp. (O.F. Müller, 1785)
Daphnia sp. (juvéniles)
Bosmina longirostris (O.F. Müller, 1785)
Alonella exigua (Lilljebord, 1853)
Disparalona acutirostris (Birge, 1878)

NAUPLIUS

COPÉPODES CALANOIDES

Epischura lacustris (Forbes, 1882)
Aglaodiaptomus spatulocrenatus (Pearse, 1906)
Leptodiaptomus minutus (Lilljebord, 1889)

COPÉPODES CYCLOPOIDES

Mesocyclops edax (Forbes, 1891)
Mesocyclops leuckarti (Claus, 1857)
Cyclops scutifer (Sars, 1863)
Cyclops sp. (O.F. Müller)
Diacyclops bicuspidatus thomasi (Forbes, 1882)
Tropocyclops prasinus mexicanus (Fischer, 1860)
Tropocyclops prasinus mexicanus (Fischer, 1860)

ANNEXE F (suite)

F 2 Principales caractéristiques des communautés zooplanctoniques

Lacs	Densité totale (n/m^3)	Diversité de Shannon (H)	Nombre d'espèces	Régularité (R)	Répartition (%) par groupes taxonomiques				
					Rotifères	Cladocères	Copépodes calanoïdes	Copépodes cyclopoïdes	Nauplius
131	25 056	3,29	14	0,86	34	32	21	13	0
132	26 020	2,48	13	0,67	8	18	46	5	23
141	12 220	2,67	14	0,70	28	34	16	8	14
143	30 723	2,48	11	0,72	36	14	15	24	11
145	20 299	3,14	16	0,79	16	25	30	11	18
126	44 320	1,13	8	0,38	1	2	53	14	30
127	88 320	1,66	8	0,55	18	11	56	9	6
108	20 240	2,67	12	0,74	27	12	43	16	2
112	29 680	2,60	16	0,65	14	16	48	15	7
114	21 600	2,47	11	0,71	20	14	46	13	7
117	38 709	3,09	13	0,83	44	21	9	20	6
084	23 712	1,64	9	0,52	9	10	68	12	1
099	13 452	2,61	13	0,70	4	41	42	10	3
100	37 373	2,49	13	0,67	23	13	43	19	2
072	240	0,92	2	0,92	100	0	0	0	0
076	32 718	2,82	12	0,79	53	13	16	10	8
077	19 040	2,02	10	0,61	30	7	58	0	5
061	30 800	1,93	9	0,61	3	16	46	23	12
062	10 494	2,39	8	0,80	3	42	2	33	0
054	23 067	2,33	11	0,67	13	12	39	10	26
055	17 920	1,83	10	0,55	21	5	59	8	7
046	19 760	2,91	11	0,84	43	13	21	8	15
048	42 372	2,95	12	0,82	24	15	15	7	39
037	44 720	1,34	8	0,45	32	1	53	1	15
028	21 680	2,20	9	0,69	66	1	30	1	3
056	22 400	2,47	14	0,65	41	8	39	2	10
015	159 794	1,20	7	0,43	48	2	48	1	1

ANNEXE F (suite)

F 2 Principales caractéristiques des communautés zooplanctoniques (suite)

Lacs	Densité totale (n/m^3)	Diversité de Shannon (H)	Nombre d'espèces	Régularité (R)	Répartition (%) par groupes taxonomiques				
					Rotifères	Cladocères	Copépodes calanoïdes	Copépodes cyclopoïdes	Nauplius
017	93 526	1,14	7	0,41	80	1	18	1	1
006	44 838	0,65	5	0,28	0	9	91	0	1
007	54 426	1,23	12	0,34	16	3	76	1	5
178	31 482	3,08	14	0,81	28	32	26	4	10
179	67 824	2,79	12	0,78	23	7	15	18	37
175	27 064	3,41	14	0,90	28	24	17	14	17
163	21 546	2,07	11	0,60	32	8	56	2	2
164	86 714	2,75	12	0,77	51	8	25	5	11
192	49 025	2,68	11	0,78	57	17	4	3	19
196	24 282	2,20	9	0,70	59	9	31	0	1

ANNEXE G

BENTHOS. RÉSULTATS BRUTS DE L'EXAMEN ET DE L'IDENTIFICATION

G 1 Liste des groupes taxonomiques identifiés (total: 56 taxons)

Groupe taxonomique	Genre
COELENTÈRES	Hydra
NEMATODES	
ANNELIDES	
OLIGOCHÈTES	
Branchiobdellidae	
Lumbriculidae	
PLESIOPORES	
Naididae	
	Chaetoeaster
	Naidium
	Nais
	Schmadaella
	Vejdoskyella
HIRUDINES	
	Helobdella
CRUSTACÉS	
AMPHIPODA	
Talitridae	Hyalella azteca (Saussure)
INSECTES	
DIPTÈRES (section Nématocères)	
Culicidae	
chaoborinae	Chaoborus
Chironomidae	
chironominae	
CHIRONOMINI	
TANYTARSINI	
diamesinae	
PROTANYPODINI	
DIAMESINI	
diamesinae	
PROTANYPODINI	
DIAMESINI	
prodiamesinae	
orthocladinae	
tanypodinae	
MACROPELOPIINI	
PENTANEURINI	
TANYPODINI	
Ceratopogonidae	Culicoides
	Bezzia, Probezzia

ANNEXE G (suite)

BENTHOS. RÉSULTATS BRUTS DE L'EXAMEN ET DE L'IDENTIFICATION

G 1 Liste des groupes taxonomiques identifiés (total: 56 taxons)

Groupe taxonomique	Genre
EPHEMEROPTERES	
	Caenis
	Hexagenia
	Ephemerella
	Leptophlebia
HEMIPTERES	
	Neocorixa
MEGALOPTERES	
	Sialis
ODONATES	
Coenagrionidae	
	Ischnura
	Anomalagrion
Libellulidae	
	Leucorrhinia
TRICHOPTERES	
polycentropodinae	Neureclipsis
	Polycentropus
dipseudopsinae	Phylocentropus
hydroptilinae	Oxyethira
	Hydroptila
phryganeinae	Agrypnia
	Phryganea
Molannidae	Molana
	Molanodes
leptocerinae	Ceraclea
	Oecetis
	Trianodes
ARACHNIDES	
HYDRACARINA	
Limnocharidae	Limnochares
Diplodontidae	Diplodontus
Arrenuridae	Arrenurus
Unionicolidae	Unionicola
GASTÉROPODES	
PULMONATA	
	Ferrissia
CTENOBRANCHIATA	
	Valvata
PELYCYPODES	
Sphaeriidae	

ANNEXE G (suite)

G 2 Principales caractéristiques des communautés benthiques

Lac	Nombre de taxons (genres)	Diversité de Shannon (H)	Nombre total d'organismes	Poids sec (mg/m^2)
131	9	0,68	32	135,1
132	11	0,99	43	158,5
143	8	0,78	73	540,4
126	17	0,74	217	703,1
127	5	0,50	11	36,4
108	23	0,84	483	1221,6
112	12	0,84	97	472,4
114	12	0,77	67	1206,5
117	9	0,91	21	91,3
084	23	0,96	515	1145,2
085	--	--	--	--
099	5	0,50	22	20,8
100	7	0,79	12	174,2
076	9	0,79	35	217,4
077	--	--	--	--
062	6	0,70	13	42,1
054	1	--	1	0,7
055	8	0,83	14	232,3
046	3	0,48	3	15,8
048	8	0,81	32	426,4
028	12	0,91	59	136,9
022	10	0,89	21	17,8
023	8	0,79	20	43,3
015	15	0,90	99	194,4
017	5	0,53	35	49,1
006	20	1,01	417	920,3
007	10	0,58	56	194,2
176	4	0,60	4	76,5
178	15	0,86	76	323,7
179	11	0,96	15	205,5
175	11	0,87	34	819,7
163	13	1,04	20	154,4
164	5	0,67	7	105,1
192	7	0,42	108	491,1
196	5	0,66	9	112,9

ANNEXE H

Composition physico-chimique des sédiments de seize (16) lacs

Lacs / Paramètres	131	132	126	117	084	099	100	077	176	178	179	163	164	192	196	175
Carbone %	1,68	4,33	9,77	0,90	1,56	0,83	1,62	2,52	12,72	2,60	12,62	0,81	1,26	11,54	4,58	0,50
Azote %	0,11	0,18	0,72	0,08	0,09	0,05	0,13	0,17	1,80	0,21	0,92	0,45	0,10	0,80	0,30	0,04
Soufre %	0,24	0,70	0,80	0,15	0,21	0,11	0,25	0,19	--	0,52	2,36	0,43	0,31	0,63	0,30	0,10
Calcium mg/kg	6100	7700	400	2800	1800	1600	2600	1300	7400	2100	6900	1300	1800	1600	133	6100
Magnésium mg/kg	3640	6470	500	1090	600	1250	1130	526	3650	1310	1540	1400	880	700	590	6170
Potassium mg/kg	1080	938	290	269	126	412	294	150	235	217	274	531	192	166	194	1660
Sodium mg/kg	620	292	270	259	310	284	390	362	232	147	186	169	129	103	760	442
Aluminium mg/kg	5500	15400	4600	3700	7900	2500	5700	7700	3800	4700	7000	11400	4100	4000	8700	14100
Plomb mg/kg	13	21	50	9	11	9	12	12	23	15	26	11	14	12	35	12
Fer mg/kg	14400	16900	25500	9260	10500	4670	26900	30600	18400	9270	11800	8700	5760	5835	59300	19600
Zinc mg/kg	86	145	145	43	34	29	78	38	86	43	78	51	29	26	39	46
Cuivre mg/kg	6	11	10	7	5	4	3	8	23	6	17	8	6	9	8	21
Nickel mg/kg	10	14	9	6	2	3	4	7	35	11	12	5	8	6	6	31
Cadmium mg/kg	0,9	1,3	1,8	0,9	0,8	0,8	0,9	1,2	0,6	1,2	1,7	1,0	1,2	0,6	2,0	0,7
Manganèse mg/kg	248	160	530	167	850	87	430	1100	510	222	301	127	75	56	2780	454
Mercure mg/kg	0,79	0,23	1,14	1,03	1,29	0,41	0,31	0,12	0,27	0,05	0,05	0,05	0,32	0,05	0,10	0,49